

00322
151



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

PROPAGACIÓN DE *Echeveria laui* MORÁN &
MEYRÁN (Crassulaceae) CON FINES DE
CONSERVACIÓN Y REINTRODUCCIÓN

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
B I O L O G O
P R E S E N T A :

Pablo César Piña Poujol

DIRECTOR DE TESIS: DR. MARÍA TERESA VALVERDE VALDÉS.



FACULTAD DE CIENCIAS
UNAM

2003



FACULTAD DE CIENCIAS
SECCION ESCOLAR

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

4



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

PAGINACIÓN

DISCONTINUA



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo excepcional.

NOMBRE: Pablo César Piña

FECHA: 12/11/03

FIRMA: Poujol

DRA. MARÍA DE LOURDES ESTEVA PERALTA

Jefa de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo escrito: "Propagación de Echeveria laui Morán & Meyrán (Crassulaceae) con fines de conservación y reintroducción"

realizado por Pablo César Piña Poujol

con número de cuenta 09954875-9, quien cubrió los créditos de la carrera de biología

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis

Propietario Dra. María Teresa Valverde Valdés

M. Teresa Valverde V.

Propietario Biol. Panuncio Jerónimo Reyes Santiago

[Firma]

Propietario Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders

[Firma]

Suplente Biol. Edward Michael Peters Recagno

[Firma]

Suplente Biol. Gabriel Olalde Parra

[Firma]

FACULTAD DE CIENCIAS



Consejo Departamental de biología

[Firma]

M. en C. Juan Manuel Rodríguez Chávez

UNIDAD DE ENSEÑANZA DE BIOLOGÍA

A Verónica mamá, papá César y Xitla la Gráfica

Mi mamá, mi hermana. Gran parte de mi corazón está mezclado con la historia que nos concierne mamá, te agradezco todo lo que me haz compartido rodeado del amor que te distingue. Xitlali, te amo hermana; a lo largo de las huellas tu paso sigue constante en un instinto que delata la naturaleza de tu sangre.... Y así continuamos alimentando a la semilla. En mis gestos recorre mucho del legado de tu esencia papá. Gracias por mostrarme desde pequeño el significado del FLUIR en el SENTIR, nunca lo olvidaré.

A mis tíos y primos (que son muchos) les digo que los tengo muy presentes en mi corazón.

Le doy las gracias a mi asesora Teresa Valverde, por su enorme apoyo (prácticamente en todo el sentido de la palabra) y la profundidad de sus palabras en los momentos menos esperados. Tere, el compartir contigo ha sido saberte como alguien cálido.

A toda la humanidad del especializado de ecología por haberme ayudado de una manera u otra a llegar a estar aquí: Tere, Consuelo, Pedro, Mariana, Vania, Laura H., Laura E., Rodrigo, Marce, Rocío, Fernando, Isabel.... Y más y demás, gracias a todos.

A los profesores del taller de ecología también, gracias: Tere, Jorge, Consuelo, Zenón, Silvia, Irene e Irma. Mi *formacióninformacióndeformación* les dice GRACIAS por mantenerme despierto y percibir a más de una faceta de la ciencia y realidades.

Quiero agradecerle también a Jerónimo y Joel por haberme enseñado desde los encantos de Cuicatlán, hasta presentarme a la plantita (*Echeveria laui*).

Gracias Tere, Consuelo, Gabriel, Eduardo (Edward) y Jerónimo por ser mis sinodales, por sus observaciones y disposición por interactuar con mi trabajo.

Los **hermanos postizos y familias** que nos hemos vivido en el crecer. Todos nos sabemos presentes: Santiago Guerrero, Carlos Topete, Esteban y Francisco Benítez, Anibal, Fausto y Rodrigo Medel, Iván Ramírez, Asael Nucho, Julián Izquierdo, Roc y Arianda Boronat, Mariana Ríos, Andrea Gonzáles, Vania Jiménez, Laura Hernández, Amparo Gaona, Etzel Garrido, Sandra Smith, Iván Paz, Andrés Martínez, Josefín Durán, Víctor Jiménez. A seguir por el devenir del viento, mar, luna, sol y tierra.

Pájaro de fuego. Gracias por el vuelo que compartimos. En ese transcurrir que fuimos distinguí varias palabras que se abrazan para mostrar amor al mundo. Te quiero Vania.

A la **comunidad de Ciencias**, que nos hemos visto enredados y desenredados....Esteban, Vania, Mariana, Andrea, Citlali, Etzel, Sandra, Amparo, Iván, Suzzette, Kim, Fernando, Andrés, Josefín, Leticia, Emma, Checo, Eva, Ramón, Lauris, Rafa, Marcos, Ulises, Libertad.....y muchos más.....un gran abrazo por el compartir.

ÍNDICE

	Página
Resumen	1
Introducción	3
Capítulo I. Antecedentes	
1.1 Biología de la conservación	5
1.2 Rareza	8
1.3 Viabilidad poblacional	11
1.4 Propagación y reintroducción	14
1.5 Conservación de zonas áridas y semiáridas en México	20
Capítulo II. Objetivos	23
Capítulo III. Métodos	
III.1 Sitio de estudio	24
III.2 La especie en estudio	26
III.3 Métodos experimentales	
III.3.1 Caracterización de una población natural	28
III.3.2 Experimentos de germinación	28
III.3.3 Propagación vegetativa (crecimiento de renuevos provenientes de hojas)	31
III.3.4 Crecimiento de plántulas	33
III.3.5 Reintroducción	33
Capítulo IV. Resultados	
IV.1 Estructura poblacional	35
IV.2 Experimentos de germinación	36
IV.2.1 Efecto del sustrato y de la fuente de las semillas	37
IV.2.2 Efecto del régimen de temperatura sobre semillas de diferentes fuentes	39
IV.2.3 Efecto del tratamiento pregerminativo con agua bidestilada y de la edad de las semillas	41
IV.3 Propagación vegetativa	43
IV.4 Crecimiento de plántulas	46
IV.5 Reintroducción	47
Capítulo V. Discusión	
V.1 Germinación de semillas	49
V.2 Propagación vegetativa	56
V.3 Crecimiento de plántulas	57
V.4 Reintroducción de plántulas al sitio de estudio	59
V.5 Recomendaciones generales para propagar <i>E. laui</i> con fines de conservación	61
Capítulo VI. Conclusiones	64
Bibliografía	66

F

Resumen

El deterioro ambiental ha llevado a que disminuya el área de distribución de muchas especies, así como el tamaño de sus poblaciones, lo que propicia que sean más vulnerables a la extinción. En este contexto, la propagación artificial resulta ser una herramienta básica para la conservación de las especies en peligro de extinción, que se puede aplicar con fines de reintroducción, con fines económicos, o puede ser una puerta de acercamiento de las prácticas de conservación con la sociedad mediante espacios de conservación *ex situ*.

La presente tesis se centró en encontrar las mejores condiciones bajo las cuales se puede propagar a *Echeveria laui* a partir de la germinación de sus semillas y del crecimiento de las plántulas; así como a través de propagación vegetativa a partir de las hojas. Los factores experimentales cuyo efecto se evaluó sobre la germinación fueron sustrato, fuente y edad de las semillas, temperatura, tratamientos pregerminativos y luz. Para el caso del crecimiento de las plántulas y los experimentos de propagación vegetativa, se tomaron en cuenta dos factores: nutrimentos y radiación lumínica. Por último, se realizó un ensayo preliminar de reintroducción de plántulas de dos tamaños diferentes y en distintos sitios de trasplante (con y sin nodriza) y se evaluó su sobrevivencia al cabo de un mes. La descripción de la estructura poblacional, así como la colecta de semillas y la reintroducción, se llevaron a cabo en el poblado de San Juan Quilotepec, municipio de Cuicatlán Oaxaca. El trabajo de germinación y crecimiento se realizó en las instalaciones de la Facultad de Ciencias de la UNAM.

La respuesta germinativa de *E. laui* se vio influenciada principalmente por la temperatura, la luz y la edad de las semillas. Las semillas de colecta reciente (de menos de 6 meses de edad), puestas a germinar a 25^o C y con un fotoperiodo de 12:12 presentaron porcentajes de germinación de hasta 85%. El crecimiento de las plántulas se vio afectado por la luz, pero no por la adición de nutrimentos; el crecimiento fue mayor en las plántulas expuestas a una luminosidad relativamente

alta. La propagación vegetativa no se vio afectada significativamente por los tratamientos, lo cual pudo deberse a lo reducido del tamaño de muestra. Por último, las plántulas reintroducidas tuvieron respuestas distintas según el micrositio de trasplante; la sobrevivencia después de 1 mes de introducidas al campo fue mayor en sitios con nodriza.

Las mejores condiciones para propagar a *E. laui* resultaron ser muy poco restrictivas. Lo anterior sugiere que mediante la propagación de esta especie se puede obtener un gran número de individuos en poco tiempo bajo condiciones de germinación y crecimiento relativamente sencillas, a partir de lo cual se pueden diseñar mecanismos para su conservación.

Introducción

Debido a la crisis ambiental actual, la biodiversidad de nuestro planeta se encuentra en un período de cambios drásticos en todos sus niveles de organización (genes, especies, poblaciones, comunidades, ecosistemas, etc.). Muchas especies enfrentan una extinción inminente o se han convertido en especies raras debido principalmente a una reducción significativa de sus áreas de distribución, lo cual ha llevado a la pérdida de muchas de sus poblaciones, a la muerte de individuos, o a la disminución de sus recursos, haciéndolas más susceptibles ante las fluctuaciones ya sea ambientales o demográficas.

Un elemento fundamental de las actividades de conservación de las especies que se encuentran en peligro de extinción consiste en la propagación y reintroducción de individuos propagados *ex-situ* a su hábitat natural, o a otros espacios en donde las condiciones permitan el establecimiento de nuevas poblaciones.

La especie que constituye el centro de esta tesis, *Echeveria laui* Morán & Meyrán (Crassulaceae), se encuentra catalogada en la norma oficial mexicana de especies amenazadas, NOM-059-SEMARNAT-2001 (SEMARNAT, 2001), bajo la categoría de "en peligro de extinción", debido a lo reducido de su área de distribución, su alta especificidad de hábitat y las bajas densidades de sus poblaciones. El presente trabajo pretende brindar elementos para la conservación de esta especie, al evaluar las condiciones necesarias para la germinación de sus semillas, así como para el desarrollo de las plántulas, a partir de los cuales se pueda realizar una reintroducción piloto de individuos en una población natural.

Echeveria laui se distribuye en la comunidad de Quiotepec del estado de Oaxaca, a 28 km al noroeste de Cuicatlán. Dicha comunidad se incluye como parte de la reserva de la biosfera de Tehuacán-Cuicatlán. En ella se localizó una población de *E. laui* a partir de la cual se obtuvieron

semillas para llevar a cabo experimentos de germinación. Adicionalmente, se utilizaron semillas obtenidas de cruza manual realizadas en plantas de invernadero.

Con estas semillas se buscó determinar cuáles son las condiciones de germinación más adecuadas para esta especie, en relación a factores como el sustrato (agar, papel filtro, tierra negra o suelo de la localidad), la temperatura (constante o con oscilaciones), la luz, la edad y la fuente de las semillas. Las plántulas resultantes se sometieron a diferentes tratamientos de luz (con dos niveles: expuesto y sombreado) y nutrientes (con cuatro niveles: sin nutrientes, nutrientes a concentración baja, media y alta), con el fin de evaluar su influencia en el crecimiento. Además, se obtuvieron rosetas a partir de propagación vegetativa, partiendo de hojas, las cuales fueron sometidas a a tratamientos de crecimiento con diversos niveles de luz y nutrientes. Por último, se realizó un ensayo de reintroducción de plántulas al campo para evaluar, de forma muy preliminar, si este tipo de actividad de conservación podría ser viable para intentar elevar el tamaño poblacional en la localidad de estudio.

Capítulo I. Antecedentes

I.1 Biología de la conservación

A lo largo de los siglos la naturaleza ha abastecido a la humanidad de los recursos fundamentales a partir de los cuales las sociedades han satisfecho sus necesidades básicas para sobrevivir (Hunter, 1996). Actualmente los ecosistemas naturales se están perdiendo a tasas muy aceleradas y muchas especies de flora y fauna silvestres sufren un proceso de extinción en masa, comparable con los que se han dado en las transiciones entre eras geológicas, como consecuencia directa o indirecta de la aplicación de los diferentes modelos de producción diseñados por las sociedades humanas (Primack, 1993; Hunter, 1996). Esta situación se debe, en gran parte, a la sobreexplotación de los recursos naturales por parte del hombre, lo que desemboca en la subsecuente desaparición o fragmentación de los hábitats naturales y la pérdida de poblaciones de las especies que los habitan (Primack, 1993; Schemske, 1994).

En el decenio de 1970 ya había una gran preocupación sobre la crisis de la diversidad biológica, pero no existía ningún foro u organización dedicado de manera central al tema (Primack, 1993). En 1978, Michel Soulé organizó la primera conferencia internacional sobre la conservación biológica (Primack, 1993; Hunter, 1996), y a partir de tal encuentro éste, junto con otros colegas como Paul Ehrlich, comenzaron a desarrollar la disciplina que combinaría a la ecología teórica con diversas disciplinas de carácter más aplicado para dar lugar a la biología de la conservación (Primack, 1993; Hunter, 1996).

Las inquietudes por la conservación de los recursos naturales han tenido un desarrollo acelerado a la par y tal vez como consecuencia del proceso de deterioro ambiental que cada vez avanza con mayor rapidez. Este deterioro se traduce en cambios que resultan evidentes incluso en escalas geográficas muy grandes (por ejemplo, el cambio climático global). De la reflexión sobre

esta temática han surgido cuatro ideas básicas de las cuales se puede partir para entender el deterioro ambiental y emprender acciones diseñadas para detenerlo o revertirlo:

a) Los riesgos actuales que existen sobre la naturaleza son un evento hasta cierto punto inesperado.

b) El riesgo bajo el que se encuentra actualmente la diversidad biológica se acelera conforme las demandas de la creciente población humana aumentan.

c) La comunidad científica se ha percatado de que muchos de los riesgos para la biodiversidad son sinérgicos, es decir, sus efectos conjuntos son multiplicativos, como se ha visto en el caso de la lluvia ácida, el fenómeno de El Niño, el efecto de invernadero y el adelgazamiento de la capa de ozono, por ejemplo.

d) Es importante generar en la sociedad una conciencia de que lo que es perjudicial para la naturaleza, es también perjudicial para la humanidad (Primack, 1993).

La historia de la biología de la conservación se encuentra marcada por leyes que regulan el empleo de los recursos naturales, pero fundamentalmente se refiere a la evolución de nuestras actitudes y consideraciones éticas hacia la naturaleza (Jacobson, 1990; Hunter, 1996; Ostfeld et al., 1997). Esto significa que nuestra conciencia sobre el valor de los recursos naturales debe de reflejarse en las acciones de manejo y conservación de los mismos por parte de la sociedad en su conjunto.

El entendimiento sobre el funcionamiento de la naturaleza, ya sea con fines conservacionistas o de manejo sostenible de los recursos, surge tanto a partir de las disciplinas aplicadas (agronomía, zootomía, silvicultura, biotecnología, por citar algunas) como de las teóricas (genética, ecología, geología, química, etc.). La biología de la conservación es un punto de integración del conocimiento, a partir del cual surge una ciencia de interdisciplina que pretende proveer una propuesta teórica general para la protección de la diversidad biológica (Hunter, 1996;

Ostfeld et al., 1997). Su primera prioridad es la conservación de los sistemas ecológicos, mientras que las consideraciones sobre los factores económicos que afectan a la sociedad aparecen en segundo término. Así, la biología de la conservación plantea dos objetivos centrales: 1) la investigación del impacto humano en la diversidad biológica, y 2) el desarrollo de propuestas prácticas para prevenir el deterioro o pérdida de ecosistemas y la extinción de especies. En todo esto aparece la disyuntiva entre atender las prioridades de conservación o satisfacer las necesidades humanas (Primack, 1993).

La biología de la conservación difiere de las ciencias biológicas básicas por su contenido y relación con la economía, leyes, educación, política, filosofía y otros temas necesarios para tomar decisiones en este terreno; además, difiere de las tradicionales ciencias naturales y de aquellas relacionadas directamente con el uso de recursos naturales porque hace un claro énfasis en todas las formas de vida y en su valor intrínseco, en lugar de utilizar solamente un enfoque económico para valorar la importancia de las especies (Hunter, 1996; Ostfeld et al., 1997).

Debido al gran impacto que han tenido los diversos medios de extracción de los recursos naturales sobre su entorno, la biología de la conservación se considera una disciplina en crisis porque, además, hace conciencia del poco tiempo disponible para remediar situaciones críticas. Esto representa una gran limitación, aunado al hecho de que los proyectos de conservación no sólo tienen repercusiones a nivel ambiental, sino frecuentemente también a nivel político, social y económico. Esto quiere decir que, para tomar decisiones en el terreno de la conservación, se debe manejar información que en muchos casos es escasa, tarda demasiado tiempo y se necesita dinero para obtenerse, o simplemente no existe (Primack, 1993; Schemske, 1994).

1.2 Rareza

En el contexto de la biología de la conservación, entender el fenómeno de la rareza resulta fundamental, pues muchas especies en peligro de extinción son precisamente aquellas que de manera natural son raras. Hay muchas ideas acerca de lo que es una especie rara, debido probablemente a que puede volverse rara de muchas maneras o ser rara de diferentes formas (Rabinowitz, 1981). Por ejemplo, el grado de especialización en el sistema de polinización de una especie, así como las adaptaciones morfofisiológicas asociadas, pueden llegar a determinar el grado de eficiencia de la transferencia de polen entre los individuos de una población y afectar su variabilidad genética, teniendo un efecto sobre su nivel de rareza. Por consiguiente, muchas características de los sistemas reproductivos de las plantas pueden asociarse con el nivel de rareza (Weller, 1990). Sin embargo, a pesar de la estrecha relación que se puede establecer entre el sistema reproductivo y el nivel de rareza de una especie, existen muchos otros factores que pueden determinar que una especie sea rara (Weller, 1990).

Dentro de la gran diversidad de rutas que pueden llevar a la rareza de una especie están las múltiples repercusiones directas o indirectas de las actividades humanas sobre la naturaleza, que tienen efectos como la fragmentación de los hábitats naturales, la degradación de los suelos, la desertificación y la pérdida de especies con funciones importantes dentro de una comunidad (polinizadores, dispersores), entre otras. Esto puede llevar a una disminución de la abundancia o limitación en las áreas de distribución de muchas especies, provocando que se conviertan en especies raras. Sin embargo, ha sido difícil establecer una relación clara entre los aspectos ecológicos o evolutivos y el nivel de rareza de una especie, por lo que se tiene poco conocimiento sobre este tema, lo cual limita nuestra comprensión de las causas "naturales" de este fenómeno (Weller, 1990; Gaston, 1994). Si la rareza tiene muchas causas, entonces las consecuencias ecológicas y evolutivas de la rareza son igualmente diversas (Rabinowitz, 1981). El sinergismo que

existe entre los diferentes componentes de los sistemas ecológicos hace muy preocupante el hecho de que el ser humano esté cambiando su entorno de manera dramática, no sólo de forma inmediata, sino también a largo plazo, y no sólo de manera regionalizada, sino global y manifiesta de muchas formas.

El concepto de rareza se aplica por lo general a especies cuya condición genética y/o ecológica las hace particularmente susceptibles ante la incidencia de factores, ya sea intrínsecos o extrínsecos, que potencialmente las llevarían a extinguirse. Si podemos distinguir los diferentes tipos de rareza que se llegan a presentar en la naturaleza, nuestro entendimiento sobre las especies raras será más completo, permitiéndonos profundizar en la investigación de sus causas y consecuencias (Rabinowitz, 1981). Esta autora propuso que la rareza de las especies puede definirse con base en tres características principales:

- Distribución geográfica (limitada-amplia)
- Especificidad de hábitat (alta-baja)
- Abundancia de las poblaciones (alta-baja)

Las especies más raras presentan una limitada distribución geográfica, una alta especificidad de hábitat y forman poblaciones de baja densidad. Sin embargo, hay especies con niveles de rareza menos drásticos, que se encuentran limitadas sólo en una o dos de las características mencionadas (Rabinowitz, 1981).

Para la determinación del grado de vulnerabilidad de una especie se pueden analizar de manera conjugada las tres características que propone Rabinowitz (1981); sin embargo la abundancia es tal vez el más importante, ya que de ésta dependerán: a) la pérdida de variabilidad genética, b) las fluctuaciones demográficas en las proporciones de muertes y nacimientos, y c) el efecto de las variaciones espacio-temporales de la depredación, la competencia y las fuentes de alimento (Rabinowitz, 1981).

El manejo formal y práctico que se le ha dado al término de rareza en relación con la evaluación del grado de vulnerabilidad de las especies, generalmente ha sido a partir de diferentes sistemas de clasificación, los cuales buscan parámetros de riesgo o susceptibilidad de las especies ante la extinción potencial (Gaston, 1994; Schemske, 1994). El más conocido, debido a su proyección internacional, es el sistema utilizado por la *International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources* (IUCN), que clasifica a las especies en las siguientes categorías: extinta, en peligro, vulnerable, rara, indeterminada y fuera de peligro (Gaston, 1994; IUCN, www.iucn.org). Los criterios que se utilizan para determinar estas categorías necesariamente se basan en un fundamento teórico, resultado del trabajo de grupos interdisciplinarios compuestos por ecólogos, taxónomos y administradores de vida silvestre *ex-situ* e *in-situ*. Tomando como referencia el tamaño de las poblaciones, sus tasas de disminución poblacional, el impacto y frecuencia de eventos catastróficos, el nivel de subdivisión poblacional, así como las características mencionadas anteriormente (área de distribución, densidad de las poblaciones y especificidad de hábitat), se ha establecido una gradación más detallada en términos de las probabilidades de extinción: a) situación crítica, que se refiere a especies con un 50% de probabilidad de extinción en cinco años o dos generaciones; b) en peligro, que son especies con un 20% de probabilidad de extinción en veinte años o bien en diez generaciones; y c) vulnerables, que incluye especies con un 10% de probabilidad de extinción en cien años (IUCN, www.iucn.org). Con lo anterior, se han intentado minimizar los problemas de interpretación de las categorías de la IUCN, otorgándole al sistema un mayor nivel de objetividad. Como consecuencia, los esquemas de clasificación de la susceptibilidad a la extinción de las especies raras pueden dar información sustancial sobre la planeación de reservas, el control o regulación de la extracción de recursos y la formulación de planes de manejo (Gaston, 1994; Schemske et al., 1994).

I.3 Viabilidad poblacional

La idea de la biología de la conservación es el mantenimiento del funcionamiento y diversidad de los sistemas naturales, tales como los ecosistemas, las comunidades, las poblaciones o los hábitats. En diversos círculos conservacionistas, el énfasis se ha puesto en la protección de los sistemas enteros en términos de demarcaciones de áreas protegidas (Soulé, 1993). Sin embargo, la teoría que respalda los criterios para la delimitación de los sistemas naturales a proteger se ha vuelto cada vez más compleja y sofisticada debido, en parte, a la constante presión que ejerce el crecimiento de demandas de servicios, así como el resultado de las actividades de la sociedad *versus* la vida silvestre (Soulé, 1993). "¿Cuáles son las condiciones mínimas para asegurar la viabilidad de los sistemas naturales?" Las respuestas a esta pregunta se enfocan en función de los diferentes niveles de organización de la ecología: los ecólogos de comunidades se han centrado en la idea de áreas mínimas (Moore, 1962; Lovejoy, 1980) basados en el paradigma de la teoría de biogeografía de islas (Diamond, 1975; Terborgh, 1975; Wilcox, 1980); por su parte, los ecólogos de poblaciones se han enfocado en la determinación de los tamaños poblacionales mínimos (Franklin, 1980; Frankel y Soulé, 1981; Shaffer, 1981), o bien en las densidades necesarias para asegurar la viabilidad de una población (Hubbell y Foster, 1986; Soulé, 1993).

El concepto de viabilidad poblacional incluye las condiciones mínimas que se necesitan para asegurar la persistencia a largo plazo de las poblaciones en un lugar determinado (Gilpin y Soulé, 1986), lo cual representa uno de los temas más complejos a tratar en el campo de la biología de la conservación (Soulé, 1993). Se refiere a la capacidad de un grupo de organismos de mantenerse a sí mismo, sin manipulaciones ya sea de tipo genético o demográfico, en un tiempo concebido en al menos cientos de años.

La persistencia de una población tiene dos componentes básicos: su capacidad de mantenerse en un *espacio* dado y por un periodo de *tiempo* determinado (Shaffer, 1993). El cálculo

de las probabilidades de que una población se extinga, según sus características particulares (densidad, variabilidad genética, sistema reproductivo, topografía del terreno en el que habita, fluctuaciones climáticas, etc.), es el objetivo central de los análisis de viabilidad poblacional (PVA, por sus siglas en inglés). En estrecha relación con este tipo de estudios está la determinación del tamaño mínimo que debe tener una población para que sea viable ("minimum viable population size", MVP) (Shaffer, 1981).

Hay dos aspectos principales que se incluyen en el concepto de MVP. El primero es el genético, que se centra en investigar la tasa de pérdida de la variación genética que lleva a una disminución de la adecuación y a la probabilidad de que actúe la deriva génica como fuerza evolutiva y se pierda aún más variabilidad genética. El segundo aspecto es el demográfico, que busca calcular la probabilidad de que una población llegue a extinguirse a causa de sus procesos de natalidad, mortalidad y migración, muchas veces afectados por la acción estocástica de los factores ambientales (Ewens, 1993).

Las fluctuaciones ambientales que se presentan en la naturaleza no necesariamente obedecen a una relación causa-efecto; se han encontrado componentes azarosos en la naturaleza que dan lugar a variaciones erráticas en muchos tipos de procesos (Shaffer, 1993). Esto implica que muchos de los factores que afectan la viabilidad de una población tienen componentes estocásticos. Según Shaffer (1991), existen evidencias de que las poblaciones pueden extinguirse por eventos estocásticos de cuatro tipos:

- 1) Estocasticidad demográfica. Es el resultado de los eventos azarosos que afectan a la sobrevivencia y reproducción de los individuos en una población.
- 2) Estocasticidad ambiental. Está dada por los cambios impredecibles en el clima, en las fuentes de alimento, la presencia de competidores, depredadores y parásitos, y en los demás aspectos que componen el entorno de los organismos de una población.

- 3) Catástrofes naturales. Son eventos de gran magnitud, como inundaciones, incendios, sequías, heladas, deslaves u otro tipo de fenómenos catastróficos que ocurren de manera impredecible y generalmente con baja frecuencia.
- 4) Estocasticidad genética. Se expresa a través de cambios en la composición genética de una población, relacionados con eventos en los que el efecto del azar juega un papel importante. Algunos ejemplos son el efecto de fundador y la deriva génica. La consecuente disminución en la variabilidad genética de la población puede llevar a una depresión por endogamia, que disminuye la probabilidad de sobrevivencia y reproducción de los individuos y puede poner en riesgo la permanencia de la población.

El tamaño poblacional presenta una relación inversamente proporcional con la intensidad del efecto que puede tener cada una de las cuatro fuentes de estocasticidad sobre la probabilidad de persistencia de una población. A pesar de esto, aún no se cuenta con un modelo que relacione la viabilidad con el tamaño poblacional, combinando el posible efecto de las diferentes fuentes de estocasticidad. Esta puede ser una de las razones que han limitado el desarrollo de un método integral capaz de proveer estimaciones certeras sobre las probabilidades de persistencia de las poblaciones (Shaffer, 1993).

Según Shaffer (1993), las consecuencias inmediatas que han tenido los análisis de viabilidad poblacional en la biología de la conservación son las siguientes:

- 1) Las dinámicas que llevan a las extinciones de las especies continúan siendo poco comprendidas.
- 2) Los conceptos de "riesgo" y "preservación" se encuentran mal definidos.
- 3) Las reservas actuales son muy pocas y abarcan áreas muy reducidas.
- 4) Los esfuerzos por la conservación y manejo del hábitat no son integrales, sino dispersos.

El uso de modelos matemáticos que intenten hacer un análisis que refleje fielmente la realidad biológica, resulta extremadamente difícil, pues los estudios basados en estos modelos casi siempre simplifican u omiten la complejidad de los factores y procesos que tienen un efecto en los fenómenos biológicos (Ewens, 1993). No obstante, la utilización de herramientas matemáticas ha ayudado a extraer conclusiones conceptuales importantes, como las relaciones entre el tiempo de extinción de una población y su tamaño inicial, para entender mejor el comportamiento de las dinámicas poblacionales (Soulé, 1993).

Actualmente se calcula que aproximadamente el 20% de las especies de las cuales el ser humano ha sido contemporáneo, ha desaparecido del planeta (Shaffer, 1993). A pesar de lo alarmante de esta situación, resulta imposible hacer estudios que nos proporcionen información sobre la situación ecológica de todas las especies conocidas. Soulé (1993) propone concentrar los esfuerzos de análisis de viabilidad poblacional en especies que presenten los siguientes atributos: (1) aquellas cuya actividad conlleve la formación de hábitat para otras especies; (2) especies mutualistas que contribuyan a la adecuación de otras especies; (3) especies depredadoras o parásitas que contribuyan a la regulación poblacional de otras; (4) aquellas que representen un valor espiritual, estético, recreativo o de algún otro tipo para la sociedad; (5) especies raras o en peligro.

Es de gran relevancia el hacer conciencia sobre el componente probabilístico de las extinciones y su dependencia del tiempo y el espacio, pues a partir de esto se pueden hacer esfuerzos más precisos, dirigidos hacia la conservación de las especies (Shaffer, 1993).

1.4 Propagación y reintroducción

La biología de la conservación contempla el desarrollo de técnicas específicas para el manejo de poblaciones de especies vulnerables, de tal manera que se incrementen sus probabilidades de

persistencia. Dos de estas técnicas son la propagación y la reintroducción de individuos, que son los temas centrales de esta tesis.

A. Propagación

La propagación es una actividad básica en todo programa de conservación de especies vegetales, ya que contribuye a su preservación en por lo menos tres formas (Sánchez et al., 1995):

- (1) En el caso de especies con valor comercial, reduce la presión ejercida sobre las poblaciones naturales, puesto que se ponen a disposición del mercado especímenes cultivados.
- (2) Permite reintroducir plantas desarrolladas en invernadero a las poblaciones naturales, posibilitando con esto la recuperación de poblaciones en peligro de extinción.
- (3) Abre un foro para la educación ambiental en materia de conservación, especialmente para los miembros de las poblaciones humanas aledañas a los ecosistemas en que se encuentran las especies en peligro de extinción.

La propagación de especies vegetales con fines de conservación, que generalmente involucra especies vulnerables, raras o que se encuentran en peligro de extinción, no difiere sustancialmente de aquella llevada a cabo con otros objetivos (Wisura, 1995). El énfasis en los distintos pasos que se siguen en cada caso es lo que establece las diferencias, ya que cuando se persiguen fines de conservación es de suma importancia desarrollar técnicas de recolección moderada de semillas y esquejes que garanticen una alta probabilidad de sobrevivencia de los individuos resultantes y que no afecten a las poblaciones naturales. Para cumplir con este objetivo es importante recabar información relacionada con la fenología, las características de las semillas y, principalmente, el nivel de rareza de la especie, lo cual quiere decir que la recolección debe hacerse cuidando de no impactar negativamente a la población de la cual se extraiga el material a propagar (Wisura, 1995).

i) Propagación por semillas

Uno de los mecanismos de propagación *ex situ* que más se utiliza es la germinación de semillas, lo que generalmente favorece la obtención de un grupo de organismos con una alta diversidad genética. Debido a que las semillas de muchas especies pueden madurar en una época del año que no necesariamente es la óptima para su germinación, para lograr una propagación exitosa a partir de semillas éstas no siempre deben de ser sembradas inmediatamente después de su colecta. Se ha demostrado que para muchas especies es conveniente que las semillas sean almacenadas un tiempo, tomando en cuenta los factores que puedan afectar su viabilidad, como la temperatura y la humedad (Wisura, 1995).

Para que se dé el proceso de germinación se deben cumplir tres condiciones mínimas: i) la semilla debe ser viable (lo cual significa que el embrión debe estar vivo y listo para la germinación); ii) la semilla debe encontrarse bajo las condiciones ambientales apropiadas (disponibilidad de agua, temperatura adecuada, disponibilidad de oxígeno y en algunos casos luz); iii) cualquier condición que mantenga la latencia deberá de desaparecer (Hartmann, 1997).

Para cada especie deben afinarse los detalles de las condiciones más adecuadas para la germinación con fines de propagación, como la temperatura, la intensidad y calidad de la luz, o el tipo de sustrato, para encontrar aquéllas en donde se presenta mayor proporción de emergencia de plántulas y con mayor rapidez. Por ejemplo, las semillas recién colectadas de algunas plantas suculentas, como las cactáceas, suelen alcanzar altos porcentajes de germinación y germinan antes de los 10 o 15 días después de sembradas (Suárez, 1967; Rojas-Aréchiga y Vazquez-Yanes 1998; Ruedas et al., 2000). Las condiciones de germinación para este tipo de plantas suelen ser relativamente simples, pues generalmente germinan cuando se encuentran en presencia de suficiente humedad (Suárez, 1967).

ii) Propagación vegetativa

El objetivo de las prácticas de propagación vegetativa, ya sea para plantas cultivadas o silvestres, es producir una serie de individuos idénticos a partir de un número limitado de genotipos (Hartmann, 1997). Este proceso biológico es conocido como clonación y en la naturaleza puede darse de manera espontánea a través de la producción de ramets, lo que representa una ventaja para la colonización de sitios específicos por parte de un mismo genotipo, y da como resultado un aumento en su adecuación (Harper y White, 1974). Una de las desventajas de esta forma de propagación es que no aporta variación genética a la población, a diferencia de la reproducción sexual (Hartmann, 1997).

Sin embargo, desde el punto de vista de la conservación, la propagación vegetativa es una herramienta poderosa para la producción de clones y la selección de genotipos apropiados para diferentes fines (i.e., reintroducción, venta, etc.), a partir de la cual es posible obtener un gran número de individuos (Hartmann, 1997). Otra ventaja de esta técnica es que el establecimiento y crecimiento de los individuos obtenidos por vía vegetativa son mucho más rápidos que las plántulas obtenidas a partir de semillas.

El empleo de técnicas que involucran la propagación vegetativa en las plantas es sumamente antiguo; se ha utilizado desde tiempos remotos en especies cultivadas como el nopal, la papa, la caña de azúcar, el plátano y el bambú (Hartmann, 1997), como parte del proceso de domesticación de especies silvestres que ha llevado a un cambio radical en la forma de subsistencia de la humanidad. La propagación vegetativa, ya sea de especies cultivadas o silvestres, se puede realizar a partir de diversas estructuras vegetales, como tallos, hojas, estolones, rizomas, "hijuelos", tubérculos, etc., según la especie y el tipo de manipulación que se pueda hacer de ella. Actualmente se dispone de la técnica de cultivo de tejidos, lo cual se ha practicado con relativo éxito para

especies en peligro, como *Mammillaria san-angelensis* Sánchez-Mejorada en el Pedregal de San Ángel (Martínez-Vázquez y Rubluo, 1989).

Las diferentes formas de propagación de las especies vegetales con fines de conservación no son excluyentes, sino que pueden servir como alternativas de manejo, aunque cada una bajo consideraciones teóricas (evolutivas y demográficas) y prácticas (tiempo, dinero) particulares, que deben tomarse en cuenta para integrarse a los programas de conservación de especies vegetales.

B. Reintroducción

Como culminación de la fase de propagación con fines de conservación, la reintroducción es una estrategia clave para contribuir a este objetivo (Toledo, 1988). En algunos casos la reintroducción de organismos propagados *ex situ* es la clave para la recuperación de poblaciones en vías de extinción e incluso para la restauración de ecosistemas completos (Hunter, 1996). En 1987 la IUCN definió a esta técnica como "la introducción de organismos de una especie a un área previamente ocupada por ésta para mejorar su estado de conservación" (Sarrazin y Barbault, 1996).

Para incrementar las probabilidades de éxito de los eventos de reintroducción, se deben conocer las principales causas que han llevado a la disminución o desaparición de la población en cuestión, como podrían ser, por ejemplo, la sobreexplotación, la colecta ilegal, la contaminación, la erosión o la pérdida de hábitat. Es importante controlar estas fuentes de deterioro e intentar restaurar otros elementos del ambiente a la par que se desarrollan los trabajos de reintroducción, pues de otra forma los organismos reintroducidos estarían destinados a sufrir el mismo destino que la población original. Además, los organismos de una especie coexisten e interactúan de manera compleja; por esta razón su manejo no se puede realizar de manera aislada, sino que al realizar reintroducciones es necesario tomar en cuenta este tipo de interacciones, algunas de las cuales

pueden ser de gran importancia para determinar el éxito (mutualistas) o el fracaso (depredadores) de la operación (Nunney y Campbell, 1992).

Si como resultado de una reintroducción se obtiene una población que se puede mantener a sí misma a través del tiempo, se puede considerar que se lograron los objetivos del trabajo (Toledo, 1998). Para que esto sea posible, debe lograrse el establecimiento de una población final con una amplia variabilidad genética y una estructura de edades equilibrada. Todo esto debe estar directamente vinculado con un tamaño mínimo deseable para la población en estudio. El concepto de tamaño mínimo de una población viable (MVP) que se vio con anterioridad, lleva implícita la idea de que hay un umbral en el número de individuos que forman una población, a partir del cual se puede asegurar, con un nivel de riesgo aceptable, que la población persistirá por un periodo de tiempo determinado (Gilpin y Soulé, 1986). Según lo anterior, la persistencia a largo e incluso a corto plazo de una población será mayor conforme más alto sea el número de organismos que la formen, lo que generalmente estará asociado, además, a una mayor diversidad genética (Griffith et al., 1989; Lesica y Allendorf, 1992; Frankham, 1996).

Con base en la teoría de genética de poblaciones, se ha propuesto que, en los casos en los que las introducciones tienen por objeto aumentar el tamaño de una población en vías de extinción, la población reintroducida debe estar relacionada genéticamente con la población que se pretende reforzar, de tal manera que se reduzca la probabilidad de que se presente una depresión por exogamia (Leberg, 1993). Este fenómeno consiste en una reducción en la adecuación de los individuos híbridos como consecuencia del intercambio genético entre individuos de poblaciones separadas geográficamente, o de razas genéticamente diferentes, o subespecies que han desarrollado adaptaciones particulares a sus condiciones locales (Templeton, 1986).

El papel de la reintroducción en un contexto de conservación es finalmente práctico. Idealmente y con el objeto de aumentar las probabilidades de éxito, los esfuerzos de reintroducción

deben ir en función o a la par de otros proyectos de investigación que nos proporcionen información sobre la ecología de la o las poblaciones en cuestión; sin embargo, el tiempo y el dinero son limitaciones constantes en este sentido. Conocer cómo se distribuye la diversidad genética dentro y entre las poblaciones locales de una especie, cuáles son sus características de historia de vida, estructura poblacional y tasa de crecimiento poblacional, es fundamental para generar argumentos y oportunidades para diseñar programas integrales de conservación (Templeton, 1991; Ratsirason, 1995).

La gran distancia que frecuentemente existe entre la teoría ecológica y la práctica de la conservación se refleja en el porcentaje relativamente bajo de éxito de los proyectos de reintroducción, como aquellos que se han llevado a cabo con especies de aves y mamíferos en Australia, Canadá, Nueva Zelanda y Estados Unidos, en los que se reporta que en promedio alrededor del 44% de los individuos introducidos logra establecerse (Griffith et al., 1989). Algunos resultados con plántulas son relativamente menos alentadores, como el caso de *Amsinckia grandiflora*, un pasto nativo de California, en donde a partir de 3460 semillas sembradas, germinaron 1774 (50% aprox.), de las cuales 1101 (32%) sobrevivieron para reproducirse (Pavlik, 1990). Lo anterior refleja la necesidad de realizar investigación y profundizar en el desarrollo de la teoría que se tiene en la actualidad, acerca de los métodos utilizados y el planteamiento de problemas en la biología de la conservación.

1.5 Conservación de zonas áridas y semiáridas en México

Las diferentes zonas ecológicas de México son áreas que contienen una diversidad variable de especies y ecosistemas, y se encuentran habitadas por diferentes grupos de especies, muchas de ellas raras o de distribución ya sea restringida o circunscrita al territorio mexicano (Toledo y Ordóñez, 1998). En la República Mexicana la zona ecológica más extensa es la árida y semiárida

(Challenger, 1998; Toledo y Ordóñez, 1998), que comprende un total de 84 millones de hectáreas (lo que en términos relativos representa el 42.7% del territorio nacional), distribuyéndose a lo largo de 381 municipios de 19 estados, principalmente en la porción central y norte del país (Toledo et al., 1989).

Las zonas áridas y semiáridas se caracterizan por su baja precipitación pluvial, dividiéndose en dos grandes regiones bioclimáticas: 1) las áridas, con una precipitación pluvial menor a 350 mm al año, con una gran heterogeneidad en la distribución de la precipitación durante la época de lluvias y una temperatura media anual que varía entre 15^o y 25^o C, y épocas de sequía con duraciones no menores a siete meses (Arias et al., 2000); y 2) las zonas semiáridas, que presentan una precipitación pluvial que oscila entre los 350 y 600 mm anuales, con 6 a 8 meses de sequía y una cubierta vegetal superior al 70% (García, 1973; Toledo y Ordóñez, 1998; Ramírez, 1999).

Algunas de las características de las zonas áridas y semiáridas, como su baja productividad biológica o su escasa cobertura vegetal, fortalecen la creencia popular de que los ecosistemas característicos de estas regiones (como el matorral xerófilo) son bastante pobres biológicamente (Challenger, 1998). Sin embargo, el nivel de endemismos que se reporta para estas zonas es mayor al 60%, lo cual se contrapone con esta percepción (Smith, 1965; Zavala, 1982). Los ecosistemas de zonas áridas son el centro de origen, evolución y diversificación de muchos *taxa*, y en el caso de México, constituyen el centro mundial más importante de evolución de los cactus (Smith, 1965; Zavala, 1982; Challenger, 1998). Las características de las plantas que han evolucionado en cada región y sus formas de crecimiento, así como su interacción con los factores edáficos, topográficos y climáticos, han dado lugar a la evolución de un gran número de ecotipos y especies distintas (Challenger, 1998). Sin embargo, la complejidad de los ecosistemas de las zonas áridas y semiáridas de México no impide que sean sistemas muy frágiles, a pesar de su aparente sencillez estructural (Challenger, 1998).

Hasta hace relativamente poco tiempo las zonas áridas y semiáridas de México se encontraban bien conservadas, en contraste con el alto nivel de degradación del resto del país (Zavala, 1982). Esto tiene diferentes explicaciones que se complementan entre sí. Una de ellas es que, debido a su escasez de humedad, durante miles de años las han habitado seres humanos que han practicado estrategias de subsistencia de bajo impacto, más basadas en la caza y la recolección que en la agricultura (Zavala, 1982; Challenger, 1998). No obstante, las prácticas actuales de extracción de recursos en estas zonas del país plantean un panorama poco alentador, ya que los ecosistemas han sido alterados en casi toda su extensión por el sobrepastoreo del ganado introducido, sobre todo el caprino, al igual que por la explotación a gran escala de ciertos recursos, como algunas especies útiles (lechuguilla, candelilla, guayule, agaves, etc.) (Zavala, 1982; Olson y Rapp, 1991; Martorell, 1995; Challenger, 1998; Toledo y Ordóñez, 1998). También se ha dado un amplio saqueo de especies exóticas de muy lento crecimiento que tienen un alto valor comercial, así como la sobreexplotación de mantos acuíferos para riego de cultivos comerciales y para el abastecimiento de ciudades y pueblos (Arias et al., 2000; Challenger, 1998).

La formación de la Red Nacional de Áreas Protegidas de México, en el año de 1983, se consolidó con el establecimiento de la ex Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE); posteriormente se formó el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP), el cual habría de ser el encargado de la supervisión y administración de estas áreas (Toledo y Ordóñez, 1998). Actualmente las zonas áridas y semiáridas de México están representadas en 47 reservas con diferentes categorías de protección (Challenger, 1998). Debido a la reciente creación de tres reservas de la biósfera, la de Ojo de Liebre en Baja California, la de El Pinacate en Sonora y la de Tehuacan-Cuicatlán en Puebla y Oaxaca, las zonas áridas y semiáridas son actualmente las mejor representadas en el sistema nacional de Áreas Protegidas (Challenger, 1998; Toledo y Ordóñez, 1998).

Capítulo II. Objetivos

El objetivo general de este trabajo es mejorar las técnicas de propagación sexual y asexual para *Echeveria laui*, una especie en peligro de extinción, con fines de conservación y reintroducción, de tal forma que se contribuya al mantenimiento de sus poblaciones naturales.

Los objetivos particulares son los siguientes:

1. Encontrar las condiciones óptimas para la germinación de semillas de *Echeveria laui*.
2. Establecer las condiciones más favorables para el crecimiento de las plántulas de *Echeveria laui*.
3. Determinar bajo qué condiciones las rosetas de *Echeveria laui*, obtenidas a través de propagación vegetativa (a partir de hojas), se establecen y crecen mejor.
4. Realizar un ensayo preliminar de reintroducción de plántulas de *Echeveria laui* en una de sus poblaciones naturales, que proporcione elementos para diseñar una estrategia de manejo de la especie a mayor escala.

Capítulo III. Métodos

III.1 Sitio de Estudio

La región de Tehuacán-Cuicatlán está formada por una serie de valles cercados por montañas que alcanzan hasta 2000 m s.n.m, algunos de estos valles son los de Tehuacán, Zapotitlán, Tepelmeme, Cuicatlán y Huajuapán. En 1998 se publicó en el Diario Oficial un decreto presidencial que declara a esta región como área natural protegida, con el carácter de Reserva de la Biosfera denominada "Valle de Tehuacán-Cuicatlán" (Arias et al., 2000). Ubicada en el sureste del estado de Puebla y noroeste del estado de Oaxaca, la reserva cuenta con una superficie de 6,472 km², en los que dominan los climas semiáridos y existen diferentes microregiones relativamente más húmedas.

En la región de Tehuacán-Cuicatlán se presenta una alta diversidad de flora y fauna, distribuida en matorrales xerófilos y zonas de transición (ecotonos) con bosques de coníferas y de encinos, así como en bosques tropicales caducifolios, lo que pone de manifiesto la gran variedad de ecosistemas que en ella se presentan. En esta región se encuentra la mayor diversidad de cactáceas columnares del mundo, así como un número importante de endemismos de plantas vasculares de las familias de las compuestas, cactáceas, leguminosas, bromeliáceas y crasuláceas (Smith, 1965; Zavala, 1982; CONABIO, www.conabio.gob.mx). Desgraciadamente, las actividades agrícolas y pecuarias que se llevan a cabo en la región han afectado gravemente los procesos ecosistémicos de ciertas áreas; en particular, la extracción de agua de pozos para cultivos y la actividad del ganado caprino han afectado los mantos freáticos y han acelerado los procesos erosivos (CONABIO, www.conabio.gob.mx).

El sitio en el que se llevó a cabo parte de este estudio se localiza dentro de la provincia florística de Tehuacán-Cuicatlán y presenta una vegetación de tipo Bosque Tropical caducifolio (Rzedowski, 1978). La población de *Echeveria laui* estudiada se localiza a unos kilómetros del municipio de San Juan Quiotepec (a 28 km al noroeste de Cuicatlán), en la región de la Cañada

Oaxaqueña. En esta área la selva baja caducifolia tiene de 1.5 a 4 m de altura, y más del 75 % de las especies pierden las hojas durante la época de secas. La población de *E. laui* es un manchón de menos de 300 individuos que se ubica en una ladera pronunciada orientada hacia el norte, cerca del cauce del río Salado. Algunas de las especies que se encuentran en esta localidad se enlistan en la tabla 1 (Joel Pérez, comunicación personal).

Tabla 1. Especies asociadas a la población de *Echeveria laui* en San Juan Quitocpec, Oaxaca.

Familia	Especie
Agavaceae	<i>Agave kerchovei</i> <i>Agave macroacantha</i> <i>Agave seemaniana</i>
Apocinaceae	<i>Plocospermum buxifolium</i> <i>Plumeria rubra</i>
Bombacaceae	<i>Ceiba parvifolia</i>
Bromeliaceae	<i>Hechtia donell-smithii</i>
Burseraceae	<i>Bursera copallifera</i> <i>Bursera morelensis</i> <i>Bursera odorata</i>
Cactaceae	<i>Coryphanta calipensis</i> <i>Escontria chiotilla</i> <i>Ferocactus latispinus</i> var. <i>Spiralis</i> <i>Isolatocereus dumortieri</i> <i>Mamillaria carnea</i> <i>Mamillaria huitzilopochtli</i> <i>Mamillaria polyedra</i> <i>Myrtillocactus geometrizans</i> <i>Neobuxbaumia tetetzo</i> <i>Pachycereus weberi</i> <i>Opuntia pilifera</i> <i>Stenocereus pruinosus</i> <i>Stenocereus stellatus</i>
Crassulaceae	<i>Thompsonella sphaulata</i>
Euphorbiaceae	<i>Pedilantus tithymaloides</i>
Leguminosae	<i>Acacia cochliacantha</i> <i>Cercidium praecox</i>
Selaginellaceae	<i>Selaginella</i> spp.

III.2 La especie en estudio

El género *Echeveria* fue formalmente nombrado y descrito en 1828 en el *Prodomus* de A. P. De Candolle (Larson, 1992). En 1972 se publicó la monumental monografía de Eric Walther llamada *Echeveria*, en la que se describen 143 especies, de las cuales 117 están representadas en nuestro país (Walther, 1972).

Las plantas del género *Echeveria* tienen una forma de crecimiento arrosetada con hojas suculentas; presentan raíces poco desarrolladas y pueden formar raíces adventicias libremente del tallo, principalmente a partir de las cicatrices foliares. Generalmente habitan sustratos rocosos, carentes de suelo (Walther, 1972). Su tallo es simple, con diferentes grados de ramificación, y los elementos conductores suelen estar muy dispersos. La coloración de las hojas es variable y en muchas especies se ve modificada por la presencia de cubiertas cerosas; una coloración rojiza se desarrolla particularmente en localidades soleadas, probablemente por la concentración de ácidos.

Las inflorescencias de las plantas del género *Echeveria* son laterales y axilares, lo cual determina que su eje de crecimiento vegetativo sea indeterminado, logrando crecer y elongarse indefinidamente. Estos brotes reproductivos salen de porciones basales de las ramas o rosetas, maduran en una temporada particular del año y mueren después de florecer y producir semillas. Las semillas, que parecen ser de vida corta, se dispersan mecánicamente de manera gradual y continua por la caída de la inflorescencia, por el viento y probablemente por el arrastre de corrientes de agua. Las flores presentan nectarios, lo que determina su interacción con agentes polinizadores, principalmente colibríes. Algunas especies florecen hacia el final de la primavera y otras lo hacen en invierno (Walther, 1972).

Las especies del género *Echeveria* se establecen en localidades con diferentes condiciones edáficas, en regiones de climas templados, cálidos y tropicales. No son plantas verdaderamente xerófitas, en el sentido en que lo podrían ser las cactáceas, ya que se establecen bajo la sombra de

arbustos bajos y sobre pendientes generalmente orientadas hacia el norte (Walther, 1972). El género se encuentra ampliamente distribuido desde Texas hasta Sudamérica, concentrándose la mayoría de las especies en México, principalmente en los estados de Hidalgo, Puebla y Oaxaca (Walther, 1972). En la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán (Puebla y Oaxaca) se distribuyen aproximadamente 35 especies, siendo ésta la región en donde el género alcanza su más alta diversidad (Morales et al., 1999).

Echeveria laui

En 1974 Alfredo Lau colectó una planta del género *Echeveria* que por sus características, consideró como una especie aún no descrita (Morán y Meyrán, 1976). La colecta de este espécimen se realizó en una de las cañadas laterales del río Salado-Quioitepec, al sur de Tecomavaca, a 500 m de altitud, en paredes de roca casi verticales orientadas hacia el norte (Morán y Meyrán, 1976). La descripción de la especie la realizaron Reid Morán y Jorge Meyrán en 1976, quienes la describen como una planta glabra, marcadamente pruinosa, con hojas rojizas o verde oscuro moteado de rojizo; el tallo floral, las brácteas y los sépalos comúnmente son de color rojo o rojizo. El tallo, que no se ramifica y que se mantiene oculto debajo de las hojas secas persistentes, puede medir hasta de 10 cm de longitud, con un diámetro de entre 12 y 16 mm. La roseta de las plantas adultas presenta un diámetro de entre 12 y 17 (-30) cm., con 30 a 50 (-100) hojas. Las hojas son abovadas, de redondeadas a anchamente obtusas, y subapiculadas; su longitud varía de 5 a 8.5 cm. La floración de estas plantas en condiciones controladas en la Ciudad de México se da de febrero a abril, presentando de manera más frecuente dos tallos florales por planta, cada uno de 6 a 10 cm de longitud (Morán y Meyrán, 1976).

En la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2001) *Echeveria laui* está reportada como "en peligro de extinción" (categoría P) y de distribución endémica. De ella no se

han hecho estudios, salvo el del holotipo e isotipo por Meyrán y Moran, en 1976. Es una planta de distribución sumamente restringida y, debido a su belleza, ha sido sujeto de colecta y comercialización de ejemplares a tal grado que sus poblaciones se encuentran en peligro (Morales et al., 1999). Actualmente se tienen reconocidas tres poblaciones, de las cuales una se encuentra prácticamente inaccesible para hacer estudios de conteo de individuos y colecta de semillas (Jerónimo Reyes, comunicación personal). Las localidades exactas en las que se encuentran estas poblaciones no se describen en esta tesis, para evitar el mal uso de esta información con fines ajenos a la protección y conservación de esta especie.

III.3 Métodos Experimentales

III.3.1 Caracterización de una población natural

En el sitio de estudio se llevó a cabo un muestreo a lo largo de un transecto de 50x10 m, trazado de manera paralela a la pendiente de la ladera, en el que se localizaron y midieron todos los individuos de *Echeveria laui*. Los individuos de la muestra se clasificaron en categorías de tamaño, con base en los diámetros de las rosetas. Se cuantificó el número relativo de individuos en cada categoría para describir la estructura poblacional.

III.3.2 Experimentos de germinación

Las semillas de *Echeveria laui* obtenidas de diferentes fuentes (según se detalla más adelante) se pusieron a germinar en cajas de petri de plástico, de 10 cm de diámetro, en diferentes sustratos humedecidos con agua destilada. En cada caja se sembraron 20 semillas y se hicieron cuatro o cinco repeticiones por prueba. Las cajas se revisaron diariamente por 40 o 50 días para contar el número

de semillas germinadas. Las variables de respuesta que se analizaron fueron el porcentaje final de germinación y la velocidad de germinación evaluada a través del índice de velocidad de Kotowski:

$$CV = \frac{\sum n_i}{\sum (n_i t_i)} \cdot 100$$

donde CV= coeficiente de velocidad, n_i = número de semillas germinadas el día i , t_i = número de días desde la siembra (González-Zertuche et al., 1996).

A continuación se detallan las pruebas de germinación realizadas.

a) Pruebas preliminares:

Se llevaron a cabo con semillas recién colectadas de la población de Quirotepec antes descrita, las cuales se sembraron en cajas de Petri con un sustrato de agar al 2% bajo cuatro tratamientos: fotoperiodo de 12:12 (luz:oscuridad), a 25°C constantes; fotoperiodo de 12:12, 25°C durante las horas de luz y 15°C durante las horas de oscuridad; fotoperiodo de 12:12, 15°C constantes; oscuridad total, 12 horas a 25°C y 12 horas a 15°C.

b) Efecto del sustrato y del origen de las semillas en la germinación:

En este experimento se hicieron cinco repeticiones por prueba; se siguió un diseño factorial en el que se utilizaron semillas de dos diferentes orígenes: i) semillas de dos meses de edad, obtenidas a partir de cruces manuales realizadas en plantas de invernadero, y ii) semillas provenientes de la localidad de tres meses de edad a partir de la fecha de colecta. Además, se utilizaron tres tipos de sustrato en las cajas de Petri: i) papel filtro, ii) tierra de la localidad, y iii) tierra negra. Las semillas se pusieron a germinar en una cámara de germinación a 25°C constantes, con un fotoperiodo de 12:12 y una intensidad lumínica de 8.37 $\mu\text{M}/\text{m}^2/\text{s}$. Para esta prueba también se pusieron a germinar semillas de ambas fuentes en cajas de Petri que se mantuvieron cubiertas con papel aluminio (en oscuridad constante) utilizando un sustrato de papel filtro. Los porcentajes

finales de germinación y las velocidades de germinación se evaluaron a partir de conteos diarios del número de semillas germinadas durante 40 días.

Los resultados se analizaron a través de ANOVAs de dos vías para evaluar el efecto del sustrato de siembra y del origen de las semillas sobre la germinación (% final, transformado a arcoseno, y coeficiente de velocidad de Kotowski).

c) Efecto del régimen de temperatura y del origen de las semillas sobre la germinación:

En este experimento se hicieron cinco repeticiones por prueba. El experimento siguió un diseño factorial en el que se utilizaron semillas de dos fuentes (invernadero y campo), al igual que en el inciso anterior. Se pusieron a germinar bajo tres condiciones de temperatura: dos constantes, 25 y 18°C, en ambos casos con un fotoperiodo de 12:12, y una condición de temperatura fluctuante, que consistió en 12 horas a 18°C y 12 horas a 32°C, con un fotoperiodo de 12:12, lo que corresponde a las horas de oscuridad con la temperatura baja y las horas de luz con la alta. Adicionalmente, en cada condición de temperatura se pusieron a germinar semillas de ambos orígenes en cajas cubiertas con papel aluminio para mantenerlas en oscuridad total. El sustrato empleado en todos estos experimentos fue papel filtro humedecido con agua destilada. Se llevaron a cabo conteos diarios del número de semillas germinadas durante 40 días.

La intensidad de la luz (PAR) de las cámaras de germinación (dos con temperatura constante – 15 y 25°C – y una con temperatura fluctuante) fueron de 8.37 $\mu\text{M}/\text{m}^2/\text{s}$, 13.10 $\mu\text{M}/\text{m}^2/\text{s}$ y 10.88 $\mu\text{M}/\text{m}^2/\text{s}$, respectivamente.

Los resultados se analizaron mediante pruebas de ANOVA, para evaluar el efecto del régimen de temperatura y del origen de las semillas sobre la germinación (% final y C.V. de Kotowski).

d) Efecto de un tratamiento pregerminativo con agua bidestilada y de la edad de las semillas:

En este experimento se tuvieron cuatro repeticiones por prueba. Se hizo un experimento factorial en el que se utilizaron semillas de edades diferentes, colectadas en diferentes momentos: i) semillas de 6 meses de edad provenientes de la población de Quiotepec, colectadas en septiembre del 2001, y ii) semillas de 4 años de edad colectadas en esa misma localidad en el año de 1997. El segundo factor fue la presencia o ausencia de un tratamiento pregerminativo. Este tratamiento consistió en sumergir las semillas en agua bidestilada durante 15 minutos antes de sembrarlas. Se pusieron a germinar semillas en cajas de Petri cubiertas con papel aluminio para mantenerlas en oscuridad total en un sustrato de papel filtro humedecido con agua destilada y las condiciones de temperatura y luz fueron 25°C, constantes y un fotoperiodo de 12:12. Las semillas se revisaron diariamente durante 52 días.

Los resultados de este experimento se analizaron mediante pruebas de ANOVA para evaluar el efecto del tratamiento pregerminativo y de la edad de las semillas sobre la germinación (% final y C.V. de Kotowski).

III.3.3 Propagación vegetativa (crecimiento de renuevos provenientes de hojas)

Las hojas de los individuos juveniles de *Echeveria laui* tienen la capacidad de retoñar y forman rosetas nuevas a partir de sus meristemas axilares. Este experimento se llevó a cabo en el invernadero de la Facultad de Ciencias de la UNAM (D.F.), en el cual se buscó evaluar el efecto de diferentes condiciones de luz y nutrimentos sobre la capacidad de las hojas de formar estos renuevos. Debido a lo destructivo de este método de propagación, que implica desprender hojas de individuos juveniles, se sembraron sólo siete hojas en cada uno de los cuatro tratamientos aplicados. Las hojas se obtuvieron a partir de tres individuos cultivados en el invernadero por el biólogo J. Reyes, que habían sido mantenidos en el Jardín Botánico del Instituto de Biología de la UNAM.

Cada hoja se colocó sobre la superficie del sustrato, en una maceta de 8 x 8cm con tierra negra con una ligera capa de agrolita en la superficie por sugerencia de J. Reyes. Se diseñó un experimento factorial en el que se sometieron las hojas a dos condiciones de intensidad lumínica: i) bajo luz directa (promedio de radiación lumínica de $88.74 \mu\text{M}/\text{m}^2/\text{s}$) , y ii) bajo una malla de sombra (promedio de iluminación de $30.23 \mu\text{M}/\text{m}^2/\text{s}$) ; además, se aplicaron dos niveles de nutrimentos: presencia y ausencia. En el tratamiento que incluyó la adición de nutrimentos, éstos se aplicaron a través de riegos con una solución del fertilizante Peters 9N-45P-15K (1.5 g/l), el cual comúnmente se emplea para estimular el crecimiento de especies de zonas áridas. Las hojas se regaron con agua destilada una vez por semana con la solución Peters una vez al mes (tratamientos con nutrimentos) con un aspersor, aplicando siete aspersiones por maceta en las plantas bajo la malla de sombra y 14 aspersiones en las plantas sometidas a la luz directa para compensar la pérdida de agua por la exposición solar. La intensidad lumínica promedio de cada condición, según se reportó anteriormente, se calculó con base en cuatro mediciones tomadas en diferentes puntos del área en la que se mantuvieron las macetas el 8 de mayo de 2003. El experimento inició el 11 de febrero del 2002 y tuvo una duración de 287 días. Durante estos meses se llevaron a cabo mediciones del crecimiento de las rosetas (diámetro mayor) y observaciones sobre la presencia de raíces una vez por semana.

Los resultados de este experimento se analizaron estadísticamente por medio de un ANOVA de dos vías para evaluar el efecto de la intensidad lumínica y la adición de nutrimentos sobre el crecimiento de las rosetas (i. e., diámetros finales). Además se aplicó un ANOVA para evaluar el efecto de estos mismos factores sobre el tiempo de aparición de las rosetas (transformado a ln).

III.3.4 Crecimiento de plántulas

En este experimento se utilizaron las plántulas obtenidas a partir de los experimentos de germinación antes mencionados. Se obtuvieron 192 plántulas que se repartieron en ocho tratamientos (24 plántulas por tratamiento). El experimento consistió en un diseño factorial con dos factores, luz y nutrimentos. El factor luz tuvo dos niveles: i) plántulas expuestas a la luz directa (con una radiación lumínica promedio de $88.74 \mu\text{M}/\text{m}^2/\text{s}$), y ii) plántulas bajo una malla de sombra (con una radiación lumínica promedio de $30.23 \mu\text{M}/\text{m}^2/\text{s}$). Por su parte, el factor nutrimentos tuvo cuatro niveles: i) riego una vez al mes con 1 ml de una solución de Peters de 1.5 g/l; ii) riego una vez al mes con un 1 ml de una solución de Peters de 3 g/l; iii) riego una vez al mes con 1 ml de una solución de Peters de 0.75 g/l; y iiiii) riego solamente con agua destilada. Las plántulas se mantuvieron en charolas de semilleros de 27 x 52 cm, con sustrato de tierra de la localidad de Quiotepec en el invernadero de la Facultad de Ciencias y se siguió su crecimiento a partir del 9 de diciembre del 2002, a través de mediciones mensuales de sus diámetros durante 151 días (\approx 5 meses).

Los resultados de este experimento se analizaron mediante un ANOVA de dos vías para evaluar el efecto de la luz y los nutrimentos sobre los diámetros finales de las plántulas.

III.3.5 Reintroducción

Las plántulas que estuvieron sometidas a los diferentes tratamientos de crecimiento descritos, se llevaron al campo a la localidad de Quiotepec al inicio de la temporada de lluvias, en junio del 2003. Esto se hizo con el objetivo de intentar su reintroducción para evaluar de manera preliminar el éxito a corto plazo de este tipo de esfuerzos de conservación e investigar sobre las condiciones más propicias para realizarlos. Primero se "aclimataron" 100 plántulas en el invernadero durante un mes, reduciendo la frecuencia y cantidad de riego y con un incremento en la iluminación. Las

plántulas, cuyo intervalo de tamaño varió de 0.6 a 2.9 cm de diámetro, se clasificaron en dos categorías de tamaño, grandes y pequeñas, de manera cualitativa. Las plántulas de cada clase de tamaño se plantaron en el campo en dos condiciones: bajo la sombra de una nodriza (*Agave* sp.) y en espacios abiertos. Se introdujeron cinco plántulas en cada una de las cinco repeticiones por categoría de tamaño y condición lumínica. La variable de respuesta evaluada fue el porcentaje de sobrevivencia al cabo de un mes del trasplante.

Los resultados de sobrevivencia se analizaron mediante un ANOVA de dos vías para evaluar el efecto del sitio de trasplante y la categoría de tamaño de las plántulas sobre los porcentajes de sobrevivencia (transformados a arcoseno). También se hizo una prueba de *t* para evaluar si el diámetro promedio (en el momento de la reintroducción) de las plántulas que sobrevivieron y el de las plántulas que murieron al cabo de un mes del trasplante eran significativamente diferentes.

Capítulo IV. Resultados

IV.1 Estructura poblacional

Se encontraron 141 individuos de *Echeveria laui* en el transecto de 50 x 10 m que se trazó en la población cercana a Quiotepec, lo cual corresponde a una densidad de 0.28 ind/m². La mayoría de estos individuos tuvieron un diámetro de entre 1 y 10 cm, siendo la categoría de tamaño de 2.5 a 5 cm la mejor representada (Fig. 1).

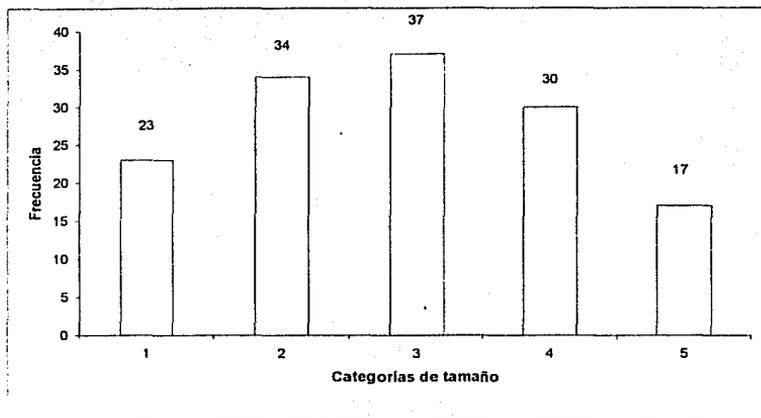


Figura 1. Estructura poblacional de *E. laui* en el sitio de estudio. Las categorías se definieron con base en el diámetro de la roseta: 1= 0.4-1 cm; 2= 1.01-2.5 cm; 3= 2.51-5 cm; 4= 5.01-10 cm; 5= >10 cm.

La categoría de tamaño menos representada fue la de los individuos de más de 10 cm de diámetro, con sólo 17 ejemplares. Los individuos menores de 1 cm fueron también escasos; poco más del 16% de la población estuvo en esta categoría, lo cual sugiere un reclutamiento relativamente escaso.

Los individuos reintroducidos al campo, según se explicó en la sección II.3.5, representaron a las tres primeras categorías de la población (sus diámetros variaron de 0.6 a 2.9 cm), de acuerdo con la clasificación aquí utilizada.

IV.2 Experimentos de germinación

Del experimento preliminar de germinación no se realizaron análisis estadísticos, pues su función era solamente la de obtener información para determinar los factores a explorar en los experimentos posteriores, como la temperatura y el tipo de sustrato, así como la de llevar a cabo un sondeo sobre el manejo de las semillas y el montaje de los otros experimentos. Cabe destacar que tanto de este experimento preliminar, como en todas las pruebas posteriores realizadas en oscuridad total, así como a temperaturas fluctuantes, no se obtuvo ni una sola semilla germinada. Además, las semillas sembradas en agar se contaminaron con hongos, por lo que los experimentos restantes se llevaron a cabo usando otros sustratos.

En los tres experimentos de germinación que siguieron al experimento preliminar se evaluó el efecto de diferentes regímenes de temperatura, distintos sustratos y dos fuentes de colecta y diferentes edades de las semillas, además del efecto de un tratamiento pre-germinativo con agua bidestilada. Los efectos de estos factores se evaluaron sobre el porcentaje final de germinación y sobre la velocidad de germinación, evaluada esta última a través del coeficiente de velocidad de Kotowski (González-Zertuche et al., 1996). A continuación se presentan los resultados obtenidos en dichos experimentos.

IV.2.1 Efecto del sustrato y de la fuente de las semillas

Los porcentajes de germinación para los diferentes tratamientos resultaron mayores al 50%. El mayor valor (85%) y el menor (56%) correspondieron a semillas de diferente procedencia puestas a germinar en un mismo sustrato (tierra de la localidad), siendo las semillas procedentes de plantas cultivadas en invernadero relativamente más exitosas que las semillas provenientes del campo (Fig. 2). Sin embargo, los resultados del ANOVA mostraron que ni los efectos del origen de las semillas, ni los del sustrato de siembra fueron significativos (Tabla 2).

Tabla 2. Efecto del sustrato de siembra y del origen de las semillas en los porcentajes finales de germinación.

Efecto	gl	F	P
Sustrato	2	0.5067	0.6088
Origen	1	3.0228	0.0949
Sus X Or	2	3.0889	0.0640

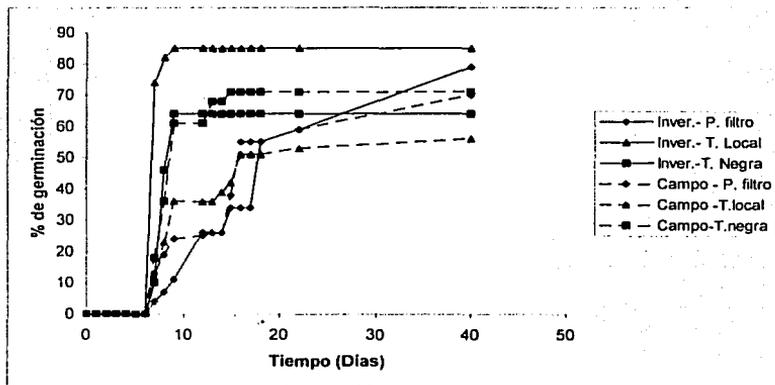


Figura 2. Porcentaje acumulado de germinación de las semillas de *E. laui* de diferentes orígenes (i.e., semillas de campo y semillas obtenidas del invernadero) y sobre diferentes sustratos experimentales (papel filtro, tierra de la localidad y tierra negra).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

El ANOVA realizado sobre los coeficientes de velocidad de germinación de Kotowski mostró diferencias significativas entre tratamientos. Tanto el efecto del sustrato como el del origen de las semillas, así como la interacción entre ambos, resultaron significativos (Tabla 3). Esto implica que la velocidad de germinación varió dependiendo de la procedencia de las semillas y del tipo de sustrato utilizado, y que el efecto del sustrato no fue el mismo para las semillas de diferentes procedencias.

Tabla 3. Efecto del sustrato de siembra y del origen de las semillas sobre los coeficientes de velocidad de germinación.

Efecto	gl	F	P
Origen	1	6.8029	0.0154
Sustrato	2	32.6636	<0.0001
Sus x Or	2	12.3258	0.0002

La mayor velocidad de germinación se obtuvo en el tratamiento en el que se usó tierra de la localidad, con semillas obtenidas de plantas cultivadas en el invernadero; esta velocidad de germinación fue estadísticamente equivalente a la de las semillas tanto de campo como de invernadero sembradas en tierra negra. Los otros tres tratamientos dieron lugar a velocidades de germinación significativamente más bajas que el grupo anterior (Tabla 4).

Tabla 4. Valores del coeficiente de velocidad de Kotowski obtenidos en los diferentes tratamientos de sustrato y de origen de las semillas de *E. laui*. Los valores de este coeficiente pueden fluctuar entre 0 y 1; valores más altos indican una mayor velocidad de germinación. Letras diferentes en los subíndices indican que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos según la prueba de Tukey.

	Semillas de campo	Semillas de invernadero
Tierra Negra	0.1118 _b	0.1110 _b
Tierra Localidad	0.0624 _a	0.1293 _b
Papel Filtro	0.0545 _a	0.0461 _a

En el caso de las semillas puestas a germinar en oscuridad total, no se obtuvo ni una semilla germinada, lo cual es congruente con los resultados del experimento preliminar.

IV.2.2 Efecto del régimen de temperatura sobre semillas de diferentes fuentes

Los mayores porcentajes de germinación se obtuvieron a partir de las semillas que se mantuvieron a 25°C. En las semillas provenientes de la colecta de campo, la temperatura de 18°C resultó muy poco favorable, alcanzándose un porcentaje final de germinación de apenas 8% (Fig. 3). Los resultados del ANOVA mostraron un efecto significativo de la temperatura y de la procedencia de las semillas sobre los porcentajes finales de germinación, así como de la interacción entre ambos factores (Tabla 5). Cabe mencionar que en el tratamiento con temperaturas fluctuantes (18-32°C) y para las semillas puestas a germinar en oscuridad total no se obtuvo ni una sola semilla germinada, al igual que en los resultados del experimento preliminar.

Tabla 5. Efecto del régimen de temperatura y del origen de las semillas sobre los porcentajes finales de germinación.

<i>Efecto</i>	gl	F	p
<i>Temperatura</i>	1	38.4223	0.00001
<i>Origen</i>	1	14.7062	0.0015
<i>Temp x Orig</i>	1	6.6904	0.0198

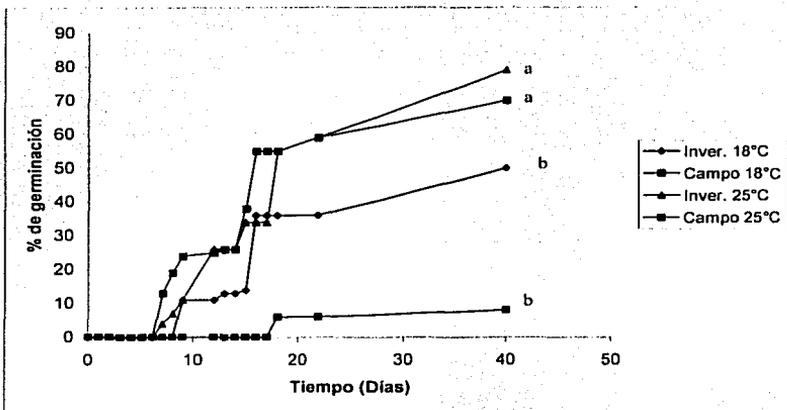


Figura 3. Porcentaje acumulado de germinación de las semillas de *E. laui* de diferentes orígenes (i.e., semillas de campo y semillas obtenidas de plantas cultivadas en el invernadero) y bajo diferentes temperaturas constantes (18 y 25°C). Letras diferentes indican que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos según la prueba de Tukey.

El ANOVA que se llevó a cabo sobre los coeficientes de velocidad de germinación mostró un efecto significativo de la temperatura, pero no del origen de las semillas (Tabla 6). La velocidad de germinación fue mayor cuando las semillas se mantuvieron a 25°C, en comparación con el tratamiento de 18°C (Tabla 7).

Tabla 6. Resultados del ANOVA realizado sobre los coeficientes de velocidad de germinación para evaluar el efecto del origen de las semillas y del régimen de temperatura.

Efecto	gl	F	p
Temperatura	1	229.6565	0.0000
Origen	1	2.3950	0.1413
Temp x Orig	1	0.1066	0.7483

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 7. Valores del coeficiente de velocidad de Kotowski en los diferentes tratamientos de régimen de temperatura y de origen de las semillas de *E. laui*. Los valores de este coeficiente pueden fluctuar entre 0 y 1; valores más altos indican una mayor velocidad de germinación. Letras diferentes en subíndices indican la existencia de diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos según los resultados de una prueba de Tukey.

Origen de las semillas	25 ^o C	18 ^o C
Invernadero	0.0461 _b	0.0391 _a
Campo	0.0545 _b	0.0272 _a

IV.2.3 Efecto del tratamiento pregerminativo con agua bidestilada y de la edad de las semillas

En este experimento se obtuvieron porcentajes finales de germinación muy bajos en todos los tratamientos (Fig. 4). El porcentaje más alto (8.5%) correspondió a las semillas de 6 meses de edad sin tratamiento pregerminativo. Los otros tres tratamientos mostraron porcentajes de germinación similares, siendo el valor más bajo (2.5%) el de las semillas colectadas 4 años atrás a las que no se les aplicó el tratamiento de agua bidestilada (Fig. 4). El ANOVA indicó que no hubo un efecto significativo de la edad de las semillas y del tratamiento pregerminativo sobre el porcentaje final de germinación (Tabla 8).

Tabla 8. Resultados del ANOVA realizado sobre los porcentajes finales de germinación para evaluar el efecto del tratamiento pregerminativo y la edad de las semillas.

Efecto	gl	F	p
<i>Edad</i>	1	2.1029	0.1727
<i>Tratamiento</i>	1	0.7922	0.3909
<i>Edad x Trat.</i>	1	0.3330	0.5746

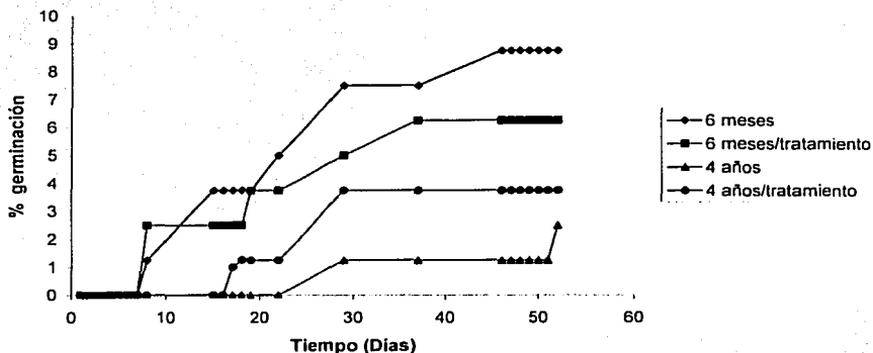


Figura 4. Porcentaje acumulado de germinación de las semillas de *E. laui* de diferentes edades y bajo presencia (referido en la gráfica como tratamiento) o ausencia de un tratamiento pregerminativo con agua bidestilada.

El coeficiente de velocidad de germinación fue ligeramente más alto entre las semillas de seis meses de edad que en las de 4 años, aunque esta diferencia no fue significativa (Tabla 10). El ANOVA realizado sobre los coeficientes de velocidad no detectó efectos significativos ni de la edad de las semillas, ni del de tratamiento pregerminativo (Tabla 9).

Tabla 9. Resultados del ANOVA realizado sobre los coeficientes de velocidad de germinación para evaluar el efecto de la edad de las semillas y del tipo de tratamiento pregerminativo.

Efecto	gl	F	P
Edad	1	1.5991	0.2300
Tratamiento	1	0.7063	0.4171
Edad x Trat.	1	0.1392	0.7155

Tabla 10. Valores del coeficiente de velocidad de Kotowski obtenidos para semillas de *E. laui* de diferentes edades con presencia o ausencia de tratamiento pregerminativo. Los valores de este coeficiente pueden fluctuar entre 0 y 1; valores más altos indican una mayor velocidad de germinación.

Edad de las semillas	Sin pretratamiento germinativo	Con pretratamiento germinativo
6 meses	0.04460	0.03922
4 años	0.0240	0.01343

IV.3 Propagación vegetativa

En este experimento se buscó el efecto de diferentes tratamientos de luz y nutrimentos sobre la formación de rosetas por vía vegetativa (a partir de meristemas foliares), se evaluaron tres variables de respuesta: incremento en el diámetro de las rosetas surgidas, proporción de hojas sembradas que presentaron rebrotes (en forma de raíz y en forma de roseta) y tiempo transcurrido para que surgieran las rosetas.

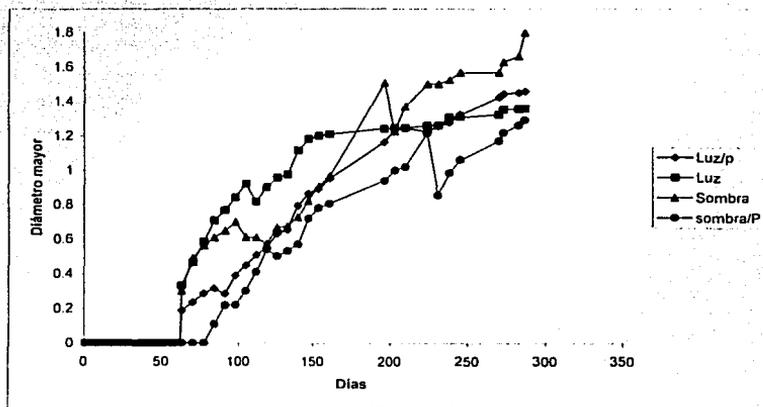


Figura 5. Incremento del diámetro promedio de las rosetas emergidas a partir de las hojas de *E. laui* a través del tiempo bajo diferentes condiciones de iluminación y nutrimentos. En el recuadro que se refiere a la simbología de la gráfica, la letra p junto a las palabras luz y sombra se refiere a los tratamientos con presencia de nutrimentos (solución Peters 1.5 g/l).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

El cambio en el diámetro promedio de las rosetas emergidas fue semejante para los diferentes tratamientos a lo largo de todo el experimento. Puede observarse gráficamente que el comportamiento del diámetro promedio de las rosetas a través del tiempo no mostró diferencias claras entre los cuatro tratamientos (Fig. 5). En la Figura 5, la trayectoria de las líneas presenta ocasionalmente bajadas drásticas en días particulares. Estas se deben a que esos días surgió una nueva roseta a partir de una de las hojas plantadas, lo que disminuyó el valor del promedio de tamaño para las rosetas de ese tratamiento.

Al cabo de 287 días de experimentación, los diámetros promedio de las rosetas de los cuatro tratamientos no mostraron diferencias significativas, según los resultados del ANOVA (Tabla 11); es decir, no hubo una relación entre los tratamientos aplicados (intensidad luminica y cantidad de nutrimentos) y el tamaño de las rosetas al terminar el experimento.

Tabla 11. Resultados del ANOVA realizado para evaluar el efecto de la luz y los nutrimentos sobre los diámetros finales (al cabo de 9 meses de crecimiento) de las rosetas emergidas de las hojas plantadas en el invernadero.

Efecto	g.l.	F	P
Luz	1	0.266	0.614
Nutrimentos	1	0.613	0.447
Luz x Nutrimentos	1	1.357	0.264

Con respecto al número de días transcurridos hasta la aparición de los primeros rebrotes de hojas, el análisis estadístico no encontró diferencias significativas entre tratamientos (Tabla 12). A pesar de que se pudo notar una tendencia hacia una mayor velocidad de producción de los rebrotes en los tratamientos sin nutrimentos (Tabla 13), la variabilidad tan amplia que se encontró en esta variable, así como el reducido tamaño de muestra, impidieron obtener resultados más concluyentes.

Tabla 12. Resultados del ANOVA realizado para evaluar el efecto de la luz y los nutrimentos sobre el tiempo de aparición de las rosetas a partir de las hojas plantadas en el invernadero.

Efecto	gl	F	P
Luz	1	0.144	0.710
<i>Nutrimentos</i>	1	0.198	0.663
<i>Luz x Nutrimentos</i>	1	1.564	0.232

Con respecto al porcentaje de las hojas plantadas que mostraron rebrote tanto de rosetas como de raíces en cada tratamiento, los resultados muestran que el tratamiento relativamente más exitoso fue el del nivel alto de radiación lumínica y con la adición de nutrimentos: el 67% de las hojas plantadas en este tratamiento produjeron rebrote tanto de raíz como de roseta (Tabla 13). En condiciones de sombra se favoreció en mayor proporción al rebrote de raíces, independientemente de las condiciones de nutrimentos. Debido a la limitación en el número de hojas utilizadas y al diseño experimental no fue posible realizar un análisis estadístico con estos datos para evaluar la significancia de estos resultados. No obstante, los porcentajes de la Tabla 13 muestran una tendencia hacia una respuesta más favorable de las hojas plantadas en condiciones de alta radiación y con nutrimentos.

Tabla 13. Porcentajes de las hojas que produjeron rebrotes en forma de raíz y en forma de roseta en cada uno de los tratamientos, y tiempo promedio transcurrido para que éstos se presentaran.

Tratamiento	% de rebrote de roseta	% de rebrote de raíz	Tiempo para el rebrote de rosetas (días)
<i>Luz</i>	66.7	44.5	54
<i>Luz-nutrimentos</i>	66.7	66.7	66
<i>Sombra</i>	33.3	66.7	52
<i>Sombra-nutrimentos</i>	37.5	66.7	103

IV.4 Crecimiento de plántulas

Las plántulas de *Echeveria laui* obtenidas a partir de la germinación de semillas se mantuvieron en el invernadero por 151 días, durante los cuales se aplicaron los diferentes tratamientos de luz y nutrimentos. El análisis de varianza detectó un efecto significativo de la luz sobre el diámetro final de las rosetas, pero no de los diferentes niveles de nutrimentos utilizados (Tabla 14).

Tabla 14. Resultados del ANOVA realizado para evaluar el efecto de la luz y los nutrimentos sobre las tasas de crecimiento (al cabo de 151 días de crecimiento) de las plántulas de *E. laui*.

Efecto	gl	F	P
<i>Luz</i>	1	157.668	<0.0001
<i>Nutrimentos</i>	3	0.755	0.755
<i>Luz x Nutrimentos</i>	3	0.421	0.421

Se formaron sólo dos grupos estadísticamente distintos a partir de las condiciones de iluminación (Fig. 6); las plantas que crecieron bajo el sol directo alcanzaron un tamaño mayor que las que crecieron bajo la malla de sombra, independientemente de los diferentes tratamientos de nutrimentos a los que estuvieron sometidas.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

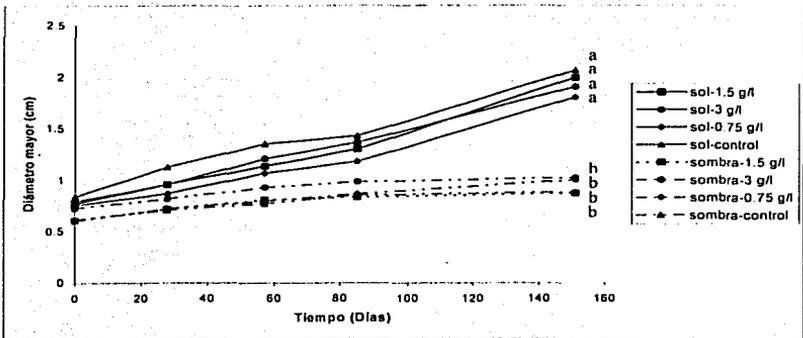


Figura 6. Incremento del diámetro mayor de las plántulas de *E. laui* bajo diferentes condiciones de iluminación (sol y sombra) y nutrimentos (riego con solución de Peters con concentraciones de 0.75, 1.5 y 3 g/l, y sin nutrimentos). Letras diferentes junto a los diámetros finales indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$) según los resultados prueba de Tukey.

IV.5 Reintroducción

En junio del 2003 se introdujeron 100 plántulas de *Echeveria laui*, producidas a partir del experimento anterior, a la población de la localidad de Quiotepec. Previo al trasplante, éstas fueron clasificadas en dos categorías de tamaño, y ambas fueron plantadas en dos tipos de ambientes lumínicos (con y sin nodriza). Un mes después, se visitó de nuevo la zona de estudio para evaluar su sobrevivencia. El análisis de varianza (ANOVA) mostró que el factor "nodriza" tuvo un efecto significativo en la sobrevivencia de las plántulas, pero no así la categoría de tamaño (Tabla 15). Las plántulas plantadas bajo la protección de una nodriza presentaron los porcentajes más altos de sobrevivencia, mientras que las plántulas plantadas en sitios abiertos (o expuestos) presentaron una sobrevivencia mucho más baja (Tabla 16).

Tabla 15. Resultados del ANOVA realizado sobre los porcentajes de sobrevivencia para evaluar el efecto del sitio y tamaño de la plántula.

Efecto	gl	F	P
Sitio	16	9.0347	0.0084
Tamaño	16	2.0394	0.1725
Sitio x Tam.	16	0.1374	0.7157

El tamaño de las plántulas reintroducidas tuvo un rango de variación de 0.6 a 2.91 cm (diámetro de la roseta), con una media de 1.48 cm. Según el ANOVA, las plántulas de la categoría pequeña (diámetro promedio= 1.24) no mostraron una sobrevivencia significativamente diferente que la de las plántulas de la categoría grande (diámetro promedio= 1.73) después de un mes de haber sido reintroducidas. Sin embargo, como esta categorización se hizo de forma cualitativa, es posible que las dos categorías se hayan traslapado considerablemente, como lo sugieren las desviaciones estándar asociadas al promedio del diámetro de cada categoría (Tabla 16). Al llevar a cabo el trasplante, se midió el diámetro con un vernier y se anotó la localización particular. Cuando se visitó la población al cabo de un mes, se pudo distinguir cuáles habían sido las plántulas que habían muerto y cuáles seguían vivas. Se calculó el promedio del tamaño de las rosetas (al momento del trasplante) de las plántulas que sobrevivieron y de aquéllas que murieron, y se observó que éstos no difirieron estadísticamente ($t=0.95$, $p=0.35$) (Tabla 17).

Tabla 16. Porcentajes de sobrevivencia de plántulas de *E. laui* reintroducidas al campo, al cabo de un mes de trasplante. El tamaño promedio (\pm desviación standard) de las plántulas de cada categoría se señala entre paréntesis.

Categoría de tamaño	Bajo Nodriz	Sin Nodriz
Pequeñas (1.24 \pm 0.28 cm)	40%	0
Grandes (1.73 \pm 0.48 cm)	60%	20%

Tabla 17. Promedio del diámetro inicial (\pm desviación estándar) de las plántulas de *E. laui* que sobrevivieron o murieron al cabo de un mes de ser reintroducidas.

Sobrevivieron	Murieron
1.62 \pm 0.53 cm	1.43 \pm 0.49 cm

Capítulo V. Discusión

La propagación es una de las estrategias fundamentales para la conservación de especies consideradas en peligro de extinción. Ésta puede llevarse a cabo tanto por vía vegetativa (por esquejes, hijuclos, estolones, estacas) como a través de propágulos generados sexualmente (semillas). La propagación con fines de conservación debe efectuarse tomando en cuenta las características reproductivas y de desarrollo de las especies, las cuales son parte de su historia de vida. A continuación se discuten en este contexto los resultados obtenidos a partir de los diferentes métodos de propagación probados en este trabajo, concluyendo con recomendaciones explícitas para el manejo y propagación de *Echeveria laui* con fines de conservación.

V.1 Germinación de semillas

De las diferentes técnicas que se utilizan para propagar plantas, se ha visto que las que involucran la colecta y germinación de semillas son las que provocan un menor impacto sobre la susceptibilidad de las poblaciones ante la estocasticidad ambiental, a diferencia de los métodos que parten de la remoción de hojas, tallos, brácteas o plantas enteras de las poblaciones naturales (Guerrant, 1992). La propagación por semillas con fines de conservación obedece, además, a una intención por conservar e incluso incrementar la variabilidad genética de las poblaciones. Mientras más variabilidad genética inter- e intra-poblacional tenga una especie, menores serán sus riesgos de extinción ante la estocasticidad ambiental, genética y demográfica, así como ante otros factores ecológicos que ejercen presiones de selección sobre los individuos. Por esta razón, muchos estudios de conservación se han avocado a conocer las respuestas germinativas de las semillas de especies en riesgo, caracterizándolas con respecto a su capacidad germinativa (proporción de semillas capaces de germinar en condiciones óptimas o en una condición determinada), a la distribución de la germinación en el tiempo (tasa de germinación, velocidad o forma de la curva), o bien a la

longevidad de las (González-Zertuche et al., 1996). Este tipo de información se puede utilizar con el fin de propagar a una especie a través de semillas para coadyuvar a su conservación, ya sea para la venta de ejemplares o para su uso con fines de reintroducción o repoblación. En este último caso es importante considerar el origen de las semillas, pues las semillas provenientes de las poblaciones silvestres son genéticamente más representativas de las poblaciones naturales y tienen una mayor probabilidad de ser más afines a éstas, a diferencia de aquéllas que han sido obtenidas a partir de plantas propagadas en invernadero durante más de una generación (Guerrant, 1992).

En el presente trabajo se buscó encontrar las condiciones más adecuadas para la propagación de *Echeveria laui* a partir de la germinación de semillas. Se probó el efecto de varios factores, en particular el tipo de sustrato, el origen y edad de las semillas, la temperatura, la luz y el efecto de algunos tratamientos pregerminativos. Esto se llevó a cabo a través de experimentos factoriales en los que se analizó el efecto de dos factores a la vez.

Los resultados del experimento en el que se analizó el efecto del tipo de sustrato y la fuente de las semillas sobre la germinación, mostraron que los porcentajes de germinación fueron similares, pero que la velocidad de germinación presentó variaciones estadísticamente significativas entre tratamientos (Tabla 2). Hartmann (1997) hace mención de lo sensible que resulta la velocidad de germinación de muchas especies ante las condiciones de germinación. De hecho, es común que haya variación entre las velocidades de germinación de las semillas de una misma especie (Ruedas et al., 2000; Ramírez, 2003), aunque el porcentaje de germinación permanezca relativamente constante bajo diferentes condiciones experimentales, incluyendo diferentes fuentes de semillas y diversas condiciones de temperatura, luz, tipo de sustrato, o aeración, al menos hasta cierto umbral cuyo rango depende de la importancia del factor sobre la germinación (Hartmann, 1997).

Se ha visto que hay una serie de procesos que pueden establecer diferencias en la germinación de semillas de orígenes distintos. El vigor parental y la eficiencia de la traslocación de

recursos a las semillas, la fenología de la floración en relación con la disponibilidad de polinizadores, así como las condiciones ambientales en las que ocurre la formación y maduración de las semillas, y las condiciones que experimentan éstas una vez que maduran, pueden afectar sus características germinativas e incluso inducir cierto tipo de latencia en ellas (Humphrey, 2002). En el caso del presente trabajo, las semillas provenientes de cruza manual en invernadero fueron producidas por plantas que se encontraban sin restricciones de humedad, luz o nutrientes. Estas semillas se desarrollaron bajo condiciones ambientales relativamente estables en comparación con las semillas provenientes del campo, cuyos progenitores seguramente estuvieron sometidos a un mayor estrés ambiental (disponibilidad de nutrientes y humedad), así como a condiciones ambientales cambiantes durante su proceso de maduración.

A pesar de lo anterior, en este caso se observó que ambos tipos de semillas fueron igualmente exitosos en cuanto a su porcentaje final de germinación y que el sustrato que se utilizó en los experimentos no tuvo mayor efecto sobre su capacidad germinativa a 25°C. Se considera que el tipo de suelo puede ser una variable de relevancia para el establecimiento de muchas especies cuya distribución se limita a hábitats particulares, debido a que en ocasiones hay ciertos rasgos de carácter adaptativo que se relacionan de manera directa con este factor (Salmerón, 1984). No obstante, la germinación de *E. laui* no parece estar restringida a un tipo específico de sustrato. Es posible que en condiciones naturales el sustrato juegue un papel de mayor importancia, pues la textura del suelo determina en gran medida su capacidad de retención de agua y por lo tanto puede afectar drásticamente la germinación (Valverde, 1988). Sin embargo, de acuerdo a los resultados de esta tesis, fueron otros factores como la temperatura, la luz y la edad de las semillas, los que tuvieron un efecto significativo sobre la germinación.

La similitud en la respuesta germinativa de semillas provenientes de plantas de invernadero y semillas silvestres se pudo corroborar en el experimento diseñado para evaluar el efecto de la

temperatura y la fuente de las semillas sobre la germinación. Éste mostró que la temperatura fue el único factor que influyó sobre la germinación. Es ampliamente reconocido que la temperatura es uno de los factores ambientales con mayor importancia para la germinación. Las características de las semillas, como el fotoblastismo, los intervalos de temperatura en donde ocurre la germinación (mínima, óptima y máxima), o bien la latencia en las diferentes especies vegetales, se relacionan estrechamente con algunas de sus características de historia de vida (Hartmann, 1997; Rojas-Aréchiga et al., 1998). En este caso, el efecto de la temperatura fue distinto en semillas de diferentes orígenes, pues se observó una interacción significativa entre la temperatura y la fuente de las semillas sobre el porcentaje final de germinación; las semillas de origen silvestre presentaron porcentajes bajos de germinación a 18°C (Tabla 5). Esto sugiere que las semillas silvestres presentan mayores restricciones en su respuesta germinativa ante un factor tan relevante como la temperatura. Se ha visto que las condiciones de temperatura en las que crecen las plantas madres determinan en gran medida la respuesta de sus semillas a la temperatura (Valverde, 1988). El resultado que se observó en *E. laui* en este experimento, pudo estar relacionado, entonces, con un efecto materno. Las semillas de una misma especie provenientes de diferentes fuentes, por ejemplo comerciales y silvestres, llegan a mostrar diferencias en sus respuestas germinativas en relación con las características ambientales y su constitución fisiológica, como pueden ser los intervalos de temperatura en los que se produce la germinación (Humphrey, 2002).

El experimento que se llevó a cabo para evaluar el efecto de la edad de las semillas (6 meses y 4 años) y de los tratamientos pregerminativos sobre su germinación mostró que ninguno de estos factores afectó significativamente la respuesta germinativa (Figura 4). Las semillas de 6 meses de edad (desde la colecta) mostraron velocidades y porcentajes finales de germinación estadísticamente equivalentes a las de 4 años de edad (Tablas 8 y 9). Sin embargo, pudo verse que la respuesta germinativa de estas semillas fue muy baja y marcadamente inferior a la de los demás

experimentos de germinación, que se hicieron con semillas de 2 meses de edad, las cuales presentaron respuestas germinativas mucho más exitosas a una misma temperatura y con el mismo tipo de sustrato (Figura 2). Esto permite concluir que la edad de las semillas es un factor crítico que afecta su capacidad germinativa. Es posible que la viabilidad de las semillas en esta especie se pierda rápidamente. Es común que las semillas de especies de zonas áridas, o de plantas suculentas, presenten semillas con una longevidad reducida. En particular, las plantas del género *Echeveria* parecen presentar semillas de vida corta (Larson, 1992). Sin embargo, sería importante definir si las semillas que se encuentran en el suelo en condiciones naturales pierden su viabilidad con la misma velocidad que aquéllas que se almacenan en condiciones de laboratorio. La viabilidad de las semillas no sólo puede ser afectada por el tiempo de almacenamiento, sino también por factores que pueden ser genéticos, o variables que actúan antes de la cosecha de las semillas, así como efectos de la maduración, factores mecánicos y condiciones de almacenamiento (Smith y Berjak, 1995). En términos de la regeneración natural de *E. laui*, es posible que una pérdida de viabilidad tan rápida no tenga efectos muy importantes sobre su dinámica poblacional, dado que las semillas se producen en marzo-abril y para el momento en el que se inician las lluvias tendrían sólo 2 o 3 meses de edad.

No se puede descartar la posibilidad de que las semillas de 6 meses y 4 años de edad hubieran caído en un estado de latencia secundaria. En cualquier caso, es claro que los tratamientos pregerminativos con agua bidestilada no tuvieron mayor efecto sobre la germinación de estas semillas. En algunos casos se aplican tratamientos que buscan inducir la germinación a través de una alteración del equilibrio osmótico o aceleración de la maduración del embrión, con sustancias como el ácido giberélico y el agua destilada o bidestilada (Hartmann, 1997). No obstante, a pesar de lo popular de tales métodos en horticultura, existen pocos trabajos enfocados a evaluar la eficiencia de este tipo de técnicas pregerminativas sobre la germinación, en particular de plantas suculentas (Distefano, 1990). Este autor comprobó que la inmersión de las semillas en agua

destilada es un estimulante real para la germinación de algunas Aizoáceas (metabolismo CAM). Para el caso de *E. laui*, es necesario realizar pruebas de germinación con semillas más jóvenes para verificar si este tipo de tratamiento pregerminativo realmente estimula la germinación de semillas viables.

Además del importante papel que juegan la edad de las semillas, la humedad y la temperatura en la germinación, se ha visto que la radiación lumínica es otro factor de gran importancia (Rojas-Aréchiga et al., 1998). La sensibilidad en las semillas a la luz (fotoblastismo) está relacionada a la presencia de un pigmento fotoquímicamente reactivo llamado fitocromo, el cual está ampliamente presente en las plantas (Salmerón, 1984; Vázquez-Yanes y Orozco-Segovia, 1984; Hartmann, 1997). El fotoblastismo positivo (i.e., la estimulación de la germinación por la luz) frecuentemente se ha asociado con semillas pequeñas cuya germinación se verá favorecida sólo si éstas están cerca de la superficie del suelo, al no tener una amplia disponibilidad de reservas energéticas debido a lo reducido de su tamaño, las plántulas provenientes de estas semillas podrán emerger con rapidez para iniciar la fotosíntesis (Smith, 1982; Hartmann, 1997). *Echeveria laui* no germinó en ausencia de luz en ninguno de los experimentos realizados, lo que indica que es una especie fotoblástica positiva estricta. Lo mismo ocurre con muchas cactáceas globosas de semillas pequeñas (Rojas-Aréchiga et al., 1997). Curiosamente, tampoco se obtuvieron semillas germinadas en ningún tratamiento con temperaturas fluctuantes. Esto podría sugerir que la germinación en el campo es un evento extremadamente raro, pues en condiciones naturales la temperatura fluctúa marcadamente entre día y noche, sin embargo, la propagación de esta especie a nivel empírico se ha logrado con éxito en condiciones ambientales en donde la temperatura necesariamente fluctúa (Jerónimo Reyes, comunicación personal; Manuel Uribe, datos no publicados). Es posible que los resultados de los experimentos realizados en la cámara de germinación con temperaturas fluctuantes

hayan tenido que ver más con las condiciones lumínicas o de aeración que con la temperatura, pues las cámaras de germinación tuvieron diferencias en este sentido.

Los resultados de los experimentos de germinación mostraron un panorama alentador para la propagación de *E. laui* a través de semillas. Utilizando semillas de colecta reciente (de 2 meses de edad) sembradas a 25°C, en diferentes tipos de sustrato, la respuesta germinativa es bastante favorable en términos de porcentaje final de germinación. Además, la propagación puede llevarse a cabo con el mismo éxito usando semillas silvestres o semillas obtenidas de plantas en el invernadero, aunque sería conveniente utilizar estas últimas para producir ejemplares de venta, y no para reintroducción, pues hay una serie de consideraciones genéticas a tomar en cuenta, como se mencionó anteriormente.

La propagación de *E. laui* a través de semillas no resulta una opción complicada a nivel de costos de material requerido o tiempo invertido para la obtención de las plántulas, lo que hace sumamente práctica esta alternativa de propagación. Ahora bien, la optimización de la germinación debe tomar en cuenta, además del porcentaje final de germinación, la velocidad a la que se da el proceso germinativo, para lo cual pueden analizarse los resultados del índice de velocidad de Kotowski (Tabla 4). El tratamiento cuyos índices de velocidad fueron más altos presentó una respuesta germinativa con una duración máxima de 15 días y mínima de 9, y un porcentaje final de germinación mínimo de 64% y máximo de 85% (Figura 2). Estas condiciones se lograron a 25°C constantes y con un fotoperiodo de 12:12, a partir de semillas provenientes de plantas cultivadas en invernadero, sobre un sustrato compuesto por tierra negra o sobre tierra de la localidad; o bien, con semillas provenientes del campo puestas a germinar sobre tierra negra.

V.2 Propagación vegetativa

En el contexto de la biología de la conservación, la propagación vegetativa representa una forma de obtener individuos que pueden ser empleados en diversos proyectos enfocados a la conservación de especies, ya sea con fines de reintroducción a las poblaciones naturales, con fines de comercio, para su conservación *ex situ* en jardines botánicos, o bien para la traslocación de individuos con la intención de generar nuevas poblaciones (Guerrant, 1996). Este tipo de propagación se puede llevar a cabo utilizando hijuelos, hojas, esquejes, e incluso individuos producidos por cultivo de tejidos (Hartmann, 1997).

Desde una perspectiva ecológica se piensa que la reproducción sexual es el proceso que mantiene la diversidad genética de las poblaciones y, por otro lado, que la propagación vegetativa es una estrategia de crecimiento que tiende a maximizar la adecuación de los genotipos ya establecidos (Williams, 1975; Wilson, 1979; Callaghan et al., 1992). La asignación diferencial de recursos a estas formas alternativas de propagación incide sobre la dinámica de las poblaciones, así como en su evolución (Caswell, 1985; Cook, 1985). En el caso de *Echeveria laui*, la propagación vegetativa se da de manera natural, a partir de la caída de hojas de las rosetas establecidas que, al quedar en contacto con el suelo, son capaces de producir raíces adventicias y nuevas hojas, generando rosetas completas (observación personal). Esto podría dar lugar a poblaciones con una baja variabilidad genética, si el establecimiento a partir de semillas es un evento raro. Por esta razón, la propagación vegetativa con fines de conservación en esta especie podría utilizarse preferentemente para producir ejemplares de venta y sólo en casos excepcionales para reintroducción y repoblación.

Los resultados del experimento de propagación vegetativa a partir de hojas mostraron que esta técnica resulta relativamente sencilla y es muy exitosa en el corto plazo. Para el experimento reportado en este trabajo, sólo se contó con 28 hojas colectadas de tres individuos, por lo que se

utilizaron sólo siete hojas en cada uno de los cuatro tratamientos probados. Los resultados mostraron que la luz y los nutrimentos no tuvieron un efecto significativo sobre la producción y el crecimiento de las rosetas (Tabla 11 y 12, Fig. 5). Ni los diámetros finales de las rosetas, ni el número de días necesarios para que se presentaran los rebrotes mostraron una tendencia clara en relación con los tratamientos aplicados, lo que pudo deberse en gran medida al reducido número de hojas empleado en el experimento. Sin embargo, debido a lo destructivo del método de propagación, no fue posible trabajar con base en un número más elevado de hojas que pudiera mostrarnos de manera más clara los efectos de los tratamientos.

Un aspecto a considerar en relación con los resultados de este experimento es que las rosetas que se producen a partir de hojas seccionadas contienen un reservorio energético considerablemente mayor que las plántula provenientes de semillas, cuyos cotiledones son extremadamente pequeños. Debido a esto, las rosetas provenientes de hojas pueden compensar la ausencia de condiciones favorables (como la falta de luz) a través de la traslocación de recursos de la hoja a la roseta, por lo que es posible que el efecto de las diferentes condiciones de radiación se empezara a notar con el transcurso del tiempo. Por lo anterior, esta sección del trabajo es poco concluyente con respecto a las variables que afectan el proceso de propagación vegetativa.

V.3 Crecimiento de plántulas

Entre los factores físicos que afectan el establecimiento y desarrollo de las plantas en zonas áridas y semiáridas, la luz es considerada un factor ecológico de gran complejidad e importancia, pues es vital para el crecimiento y desarrollo de las plantas y, a la vez, interactúa de manera importante con la temperatura y la humedad edáfica (Salmerón, 1984). Hartmann (1997) recomienda que para obtener plántulas robustas y vigorosas se debe de utilizar una luz de intensidad relativamente alta, en especial si se busca utilizarlas para realizar un trasplante, pues el contacto con luz de baja

intensidad produce una reducción de la fotosíntesis y la etiolación (ahilamiento) del tallo, dando lugar a plantas poco vigorosas con una baja probabilidad de sobrevivencia.

Los resultados del experimento de crecimiento de plántulas de *Echeveria laui* coinciden con lo anterior, pues las plántulas que crecieron bajo la malla de sombra alcanzaron un tamaño mucho menor y una complejión mucho menos robusta que las plántulas que crecieron bajo el sol directo (Tabla 14). Las primeras no sólo crecieron a una menor tasa, sino que también presentaron etiolación del tallo y un escaso desarrollo de las hojas.

Curiosamente, la adición de nutrimentos no provocó un aumento en el tamaño final de las plántulas, al menos en el diámetro de sus rosetas. Cabe señalar que no se realizó una cuantificación del peso seco de estas rosetas, ni se evaluó el crecimiento de su aparato radicular, pues no se hizo un análisis clásico de crecimiento (Hunt, 1990). Sin embargo, considerando el cambio en el diámetro de las rosetas, aparentemente la capacidad de asimilación de nutrimentos por parte de las plántulas no se modificó ante el aumento en su disponibilidad. Esto parece ser un comportamiento común de las plantas que han evolucionado en ambientes que naturalmente presentan bajos contenidos de nutrimentos (Valverde et al., 1997). Diversos estudios muestran que 1) muchas plantas crecen más rápidamente en ambientes altamente productivos que en sus hábitats naturales; 2) las especies y poblaciones difieren en cuanto a las condiciones requeridas para su crecimiento óptimo; y 3) algunas especies vegetales no tienen el potencial de crecer rápidamente, incluso bajo condiciones favorables de humedad y nutrimentos (Grime y Campbell, 1991). De aquí se desprende que las plantas muestran diferencias en el control genético y fisiológico de sus tasas de producción de materia seca, sugiriendo que su potencial de crecimiento se encuentra asociado de alguna forma a la productividad de los hábitats en los que han evolucionado (Parson, 1968; Higgs y James, 1969). Los ambientes que naturalmente presentan una baja productividad asociada a las deficiencias de algunos nutrimentos (en particular nitrógeno y fósforo), se encuentran poblados por especies

tolerantes a estrés que presentan una capacidad de respuesta limitada ante variaciones en la disponibilidad de recursos, así como mecanismos que conllevan a la retención y conservación de los nutrientes capturados (Chapin, 1980, Grime, 1988).

Los resultados obtenidos en este trabajo mostraron que el crecimiento de las plántulas de *E. laui* no se aceleró en presencia de una solución nutritiva, al menos de acuerdo a las medidas de las rosetas al cabo de 151 días de tratamiento. Esto sugiere que es una especie tolerante al estrés en el sentido que Chapin (1980) y Grime (1988) lo discuten. Ahora, es importante considerar que las plántulas eran extremadamente pequeñas y que los nutrientes podrían haberse acumulado en el fondo de los semilleros, por lo que posiblemente las raíces todavía no tenían acceso a ellos. Sería importante realizar un experimento en el que este tipo de factores se controlaran de manera más detallada, antes de poder concluir al respecto.

V.4 Reintroducción de plántulas al sitio de estudio

Uno de los objetivos fundamentales de la propagación de plantas en el contexto de la conservación, sobre todo en relación con la protección de especies raras, es la posibilidad de reintroducir individuos a las poblaciones vulnerables. El establecimiento de los individuos reintroducidos depende de diferentes variables, según el contexto ecológico en el que se han encontrado inmersas las poblaciones a lo largo del tiempo (Fielder y Laven, 1996). Tales variables se han agrupado en cuatro categorías, con el objeto de señalar las variables a tomar en cuenta en los trabajos de reintroducción de todo trabajo conservacionista: físicas, biológicas, logísticas e históricas (Fielder y Laven, 1996). En esta tesis se realizó una reintroducción piloto tomando en cuenta el efecto de dos factores sobre el éxito potencial de la reintroducción. Se buscó analizar, de forma muy preliminar, la relación que tienen el tipo de sitio (variable física) y el tamaño de las plántulas (variable biológica) sobre la sobrevivencia de los individuos de *E. laui* al cabo de un mes. En esta

tesis las variables logística e histórica no se están evaluando. La variable histórica se relaciona más con aspectos tales como la historia de uso de recursos y manejo de la tierra en la localidad de estudio, los cambios sucesionales a mediano y largo plazo, los regímenes históricos de disturbio, la distribución histórica de la especie, etc.; la variable logística, por su parte, tiene que ver con evaluaciones detalladas de los costos involucrados en las diferentes fases del programa de conservación, así como de las necesidades materiales y de infraestructura, transporte, etc.

Se piensa que la distribución y abundancia de las especies vegetales se encuentra determinada en gran medida por los factores que actúan fuertemente en las primeras fases de desarrollo de las plántulas, especialmente en las comunidades áridas y semiáridas (Polis, 1991). Lo anterior se ve apoyado por los resultados de la sobrevivencia de las plántulas después de un mes de haber sido reintroducidas, pues éstos indicaron que el tipo de micrositio, ya sea abierto (expuesto) o cerrado (con nodriza), fue un factor que incidió de manera importante sobre la sobrevivencia de los individuos de *E. laui* (Tabla 15). Los mayores porcentajes de sobrevivencia se presentaron en los sitios cerrados, lo cual es congruente con el comportamiento de muchas especies de las zonas áridas y semiáridas que no se pueden establecer en condiciones ambientales extremas (Franco y Nobel, 1989). Las nodrizas atenúan las altas temperaturas, reducen la exposición a la radiación y la pérdida de agua, dando pie a la formación de microambientes en los cuales las probabilidades de establecimiento de las plántulas son mayores que en espacios abiertos (Franco y Nobel, 1989).

Las probabilidades de sobrevivencia de las plántulas no mostraron una relación con la variación de los diámetros de las rosetas, lo que sugiere que el tamaño inicial de las plántulas (al menos en el rango de tamaños evaluado) no afecta su sobrevivencia al cabo de un mes del trasplante en esta época del año (junio-julio) (Tabla 15). No obstante, el establecimiento de una planta involucra procesos que van desde la germinación hasta el desarrollo de las primeras hojas (Harper, 1977). Es probable que el efecto del tamaño de las plántulas sobre sus probabilidades de

sobrevivencia se refleje más claramente en individuos con diámetros más pequeños (estadios más tempranos), o bien con el transcurso de un periodo de tiempo más prolongado posterior a la reintroducción, particularmente durante el periodo seco del año, como se ha mostrado en otros ensayos de reintroducción en ambientes xéricos (Rodríguez de la Vega, 2003). Hasta el punto al que se llevaron a cabo las observaciones aquí reportadas, puede decirse que la sobrevivencia de plántulas fue relativamente alta en los sitios con nodriza; no obstante, es necesaria una evaluación a más largo plazo que incluya también a la época de secas, en la que el estrés ambiental es marcadamente mayor.

V.5 Recomendaciones generales para propagar *E. laui* con fines de conservación

En términos prácticos, los resultados del trabajo son alentadores, e indican que la propagación de *Echeveria laui* por diversos mecanismos es viable. En primer lugar, se trata de una especie cuyas semillas recién colectadas presentan altos porcentajes de germinación a 25°C constantes, en presencia de luz y en sustratos bastantes sencillos de preparar; cabe señalar que de manera empírica se han obtenido resultados positivos al poner a germinar semillas de esta especie en sustratos diversos, a una temperatura ambiente (18-30°C) y bajo luz solar (Jerónimo Reyes, comunicación personal). El crecimiento de las plántulas no exige condiciones de iluminación complicadas, además de una luz relativamente intensa, y aparentemente no hay necesidad de agregar nutrientes, lo que representaría un gasto adicional, pues su crecimiento no se ve modificado por esta variable, al menos durante las primeras etapas. Las semillas son un modo de obtener, en un tiempo relativamente corto, un gran número de individuos que pueden ser empleados para hacer estudios posteriores, como el ensayo de reintroducción que se hizo en esta tesis, que coadyuven a la obtención de información que permita la conservación de esta especie.

Propagar es la premisa básica de cualquier programa conservacionista. No obstante, el reto que representa pasar de una muestra de propágulos (como semillas, por ejemplo) a la acción de una reintroducción con fines de conservación debe de ser tomado con bastante cautela, especialmente si los objetivos de los programas buscan restablecer a una población con base en la teoría de viabilidad poblacional (PVA) y el tamaño mínimo poblacional (MVP). Tales acciones implican pasar de la teoría de genética de poblaciones y demografía, a la práctica de la conservación. Debido a la enorme cantidad de variables que influyen sobre la dinámica poblacional de las especies, en la práctica de la conservación hay que reconocer que la teoría nos informa sobre las variables relevantes y sus relaciones como fenómenos fundamentalmente probabilísticos, que en este caso tienen que ver con la persistencia de las poblaciones en un espacio y tiempo determinados.

Estudiar los mecanismos a través de los cuales podemos propagar una especie en peligro de extinción, en este caso *E. laui*, involucrando a la conservación *ex situ* (aquella que separa a los individuos de su hábitat natural para su preservación), representa la consideración de cuatro temas generales: (1) conservación de un acervo genético adecuado (generalmente a través de bancos de germoplasma); (2) propagación y mantenimiento a largo plazo de ejemplares vivos; (3) investigación a través de proyectos de propagación y reintroducción con el fin de conservar la mayor variabilidad genética posible de cada especie; y (4) educación ambiental, en donde los espacios *ex situ* constituyen una importante interfase de comunicación entre la ciencia y el público en general, para acercar a éste hacia los temas más centrales de la conservación biológica (Falk, 1992). A lo largo de su desarrollo, la biología de la conservación ha ido reconociendo la importancia de la utilización de una amplia gama de prácticas *ex situ* para lograr las metas de conservación *in situ*. Por ejemplo, muchos programas de manejo de flora silvestre utilizan en la actualidad jardines botánicos, *arboreta*, invernaderos y viveros para llevar a cabo acciones que pretenden contrarrestar la extinción de las especies (Guerrant, 1992).

Por otro lado, también se puede hacer de las especies raras un recurso real con valor en el mercado a partir de su propagación para contribuir a su conservación. En el caso de *E. laui* y de muchas otras especies cuyas poblaciones naturales sufren de la colecta y el tráfico ilegal, resulta evidente que existe un mercado potencial insatisfecho para la compra de ejemplares. A través de una oferta que sea capaz de transformar los hábitos de consumo, es posible generar en la sociedad un concepto positivo en torno a la conservación, en donde se generen beneficios tanto ecológicos como económicos en pro de un manejo sustentable del ambiente en el que estamos todos inmersos.

Capítulo VI. Conclusiones

- 1) La germinación de *Echeveria laui* se vio afectada por la luz y la temperatura, así como por la edad de las semillas.
- 2) La respuesta germinativa de las semillas de *Echeveria laui* ante factores como la temperatura varía de acuerdo a su procedencia.
- 3) En condiciones controladas, no se observó un efecto significativo del tipo de sustrato utilizado (papel filtro, tierra de la localidad y tierra negra) sobre la respuesta germinativa. La aplicación de un tratamiento pregerminativo con agua bidestilada no afectó la germinación de semillas de más de 6 meses.
- 4) Las semillas de *Echeveria laui* mostraron un fotoblastismo positivo estricto.
- 5) La propagación vegetativa, a partir de hojas, de esta especie, resulta un método exitoso y relativamente sencillo de propagación.
- 6) No se observó un efecto de las condiciones lumínicas ni de la adición de nutrientes sobre el crecimiento de las rosetas producidas en forma vegetativa (i. e. a partir de hojas). Este resultado pudo deberse al reducido tamaño de muestra, o bien a que debido a la traslocación de recursos de la hoja hacia los renuevos, el efecto de los factores experimentales podría hacerse evidente sólo después de un tiempo más prolongado.
- 7) El tamaño de las plántulas al cabo de 151 días de tratamiento difirió marcadamente entre las condiciones lumínicas. Sin embargo la adición de nutrientes no afectó al crecimiento de las rosetas de estas plántulas.
- 8) Sin importar el tamaño inicial de las plántulas (diámetros entre 0.6 y 2.9 cm), y después de un mes de haber realizado una reintroducción al inicio de la temporada de lluvias (principios de junio), la supervivencia de las plántulas localizadas bajo nodrizas fue de

aproximadamente 50%, mientras que la de aquellas en sitios abiertos fue casi nula (de alrededor de 5%).

- 9) La propagación de *Echeveria laui* es una opción viable como práctica de conservación de esta especie, pues sus características germinativas facilitan la obtención de un gran número de individuos a corto plazo, siempre y cuando las semillas sean de colecta reciente. La rápida pérdida de viabilidad de las semillas impediría su conservación a través de bancos de germoplasma.
- 10) Las acciones de conservación para esta especie deberían intentar cubrir los siguientes rubros: a) aumentar la representación de individuos de *E. laui* en jardines botánicos, como forma de enlace entre la sociedad y las prácticas de la biología de la conservación; b) realizar trabajos de reintroducción de la especie a su área de distribución para aumentar su abundancia; c) utilizar parte de los ejemplares propagados, ya sea por semilla o por vía vegetativa, como un recurso de valor comercial capaz de suplir las prácticas de colecta y comercialización ilegal.

Bibliografía

- Arias, A., Valverde, T. y Reyes, J. 2001. Las Plantas de la región de Zapotitlán Salinas, Puebla. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT. México, D.F.
- Callaghan, T.V., Carlsson, B.A., Jónsdóttir, I.S., Svensson, B.M. y Jonasson, S. 1992. Clonal plants and environmental change: introduction to the proceedings and summary. *Oikos* 63: 341-347.
- Caswell, H. 1985. The evolutionary demography of clonal reproduction. En: Jackson J.B.C., Buss L.W. y Cook, R.E., editores. **Population biology and evolution of clonal organisms**. Yale University Press. Connecticut, USA. pp. 187-224.
- Challenger, A. 1998. **Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México. Pasado, Presente y Futuro**. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F.
- Chapin, F. 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11:233-260.
- Cook, R.E. 1985. Growth and development in clonal plant populations. En: Jackson J.B.C., Buss L.W. y Cook, R.E., editores. **Population biology and evolution of clonal organisms**. Yale University Press. Connecticut, USA. pp. 259-296.
- De Alba, C.A. y Morelos, O.S. 1993. **Hacia una Estrategia Nacional y Plan de Acción de la Educación Ambiental**. INE, UNESCO-SEDESOL. México.
- Diamond, J. 1975. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* 7: 129-46.
- Distefano, F. 1990. The effect of temperature and chemicals on the germination of some Conophytums. *Cactus and Succulent Journal* 62(2):60-64.

- Ewens, W.J., Brockwell, J. M., Gani y Resnick, S.I. 1993. Minimum viable population size in the presence of catastrophes. En Soulé: M.E., editor. **Viable Populations for Conservation**. Cambridge University Press, pp. 59-68.
- Falk, A. 1992. From Conservation Biology to Conservation Practice: Strategies for Protecting Plant Diversity. En: Fiedler, P. y Jain, S., editores. **Conservation Biology: the theory and practice of nature conservation, preservation, and management**. Chapman and Hall, London. pp. 397-432.
- Fiedler, P. y Laven, R. 1996. Selecting Reintroductions Sites. En: Falk, D., Millar, C., Olwell, M., editores. **Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants**. Island Press, USA. pp. 157-170.
- Flores, R.J. 2001. Dinámica del establecimiento de plantas de diferentes formas de vida del desierto de Tehuacán, México. Tesis de Doctorado. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz. México.
- Franco, A.C. y Nobel, P.S. 1989. Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. *Journal of Ecology* 77: 870-886.
- Frankel, O.H. 1974. Genetic conservation: our evolutionary responsibility. *Genetics*, 78: 53-65.
- Frankel, O.H. y Soulé, M.E. 1981. **Conservation and Evolution**. Cambridge University Press, Cambridge.
- Frankham, R. 1996. Relationship of genetic variation to population size in wildlife. *Conservation Biology* 8:871-883.
- Franklin, I.A. 1980. Evolutionary change in small populations. En: Soulé, M. E. y Wilcox, B.A., editors. **Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective**. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 135-49.

- García, E. 1973. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Segunda edición, Instituto de Geografía, UNAM. México, D.F.
- Gaston, K.J. 1994. **Rarity**. Chapman y May. England.
- Gilpin, M. E. & M. E. Soulé. 1986. Minimum Viable Population: Processes of Species Extinction. En: Soulé M. E., editor. **Conservation Biology: The science of Scarcity and Diversity**. pp. 19-34. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- González-Zertuche, L., y Orozco-Segovia, A. 1996. Métodos de análisis de datos en la germinación de semillas, un ejemplo. *Manfreda brachystachya*. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 58: 15-30.
- Griffith, B., J.M. Scott, J. W. Carpenter y C. Reed. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245:477-480.
- Grime, J. 1988. The C-S-R model of primary plant strategies-origins, implications, and tests. En: Gottlieb, D., Jain, K., editores. **Plant Evolutionary Biology**. Chapman and Hall, London. pp. 371-393.
- Grime, J. y Campbell, B. 1991. Growth Rate, Habitat Productivity, and Plant Strategy as Predictors of Stress Response. En: Grime, J. y Campbell, B, editors. **Response of Plants to Multiple Stresses**. Academic Press, Inc. ** pp. 143-159.
- Guerrant, E. 1992. Genetic and demographic considerations in the sampling and reintroduction of rare plants. En: Fiedler, P. y Jain, S., editores. **Conservation Biology: the theory and practice of nature conservation, preservation, and management**. Chapman and Hall, London. pp.321-346.
- Guerrant, E. 1996. Experimental reintroduction of *Stephanomeria malheurensis*. En: Falk, D., Millar, C., Olwell, M., editores. **Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants**. Island Press, E.U.A. pp 399-402.
- Harper, J.L. 1977. **The Population Biology of Plants**. Academic Press. New York, E.U.A.

- Harper, J.L. y White, J. 1974. The demography of plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 51:419-463.
- Hartmann, H.T., Kester, D. E., Davies, F.T., Geneve, R.L. 1997. **Plant Propagation: Principles and Practices**. Prentice Hall. E.U.A.
- Higgs, D.E. y James, D.B. 1969. Comparative studies in the biology of upland grasses. I. Rate of dry-matter production and its control in four grass species. *Journal of Ecology* 63:689-701.
- Hubbell, S.P. y Foster, R.B. 1986. Commonness and rarity in a Neotropical forest. En: Soulé, M.E., editor. **Conservation Biology: Science of Scarity and Diversity**. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. pp 205-32.
- Humphrey, D. y Schupp, E. 2002. Seedling Survival from Locally and Commercially Obtained Seeds on Two Semiarid Sites. *Restoration Ecology* 10(1):88-95.
- Hunt, R. 1990. Basic Growth Analysis. **Plant Growth Analysis for Beginners**. Unwin Hyman, London, G.B.
- Hunter, M.L. 1996. **Fundamental of Conservation Biology**. Blackewll Science. E.U.A.
- Hudson, T., E., Kester, T. Davies y L. Geneve. 1997. **Plant Propagation: Principles and Practices**. Prentice-Hall, Inc. E.U.A.
- IUCN. 2002. www.iucn.org
- Jacobson, S.K. 1990. Graduate education in conservation biology. *Conservation Biology* 4:431-440.
- Larson, J. 1992. Estudio demográfico de *Echeveria gibbiflora* DC. (Crasulaceae) en el Pedregal de San Ángel. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F.
- Leberg, P. L. 1993. Strategies for population reintroduction: effects of genetic variability on population growth and size. *Conservation Biology* 7: 194-199.
- Leff, E. 1998. Educación ambiental y desarrollo sustentable. *Formación Ambiental* 9-10:20-21.

- Lesica, P. y F. W. Allendorf. 1992. Are small populations of plants worth preserving? *Conservation Biology* 6: 135-139.
- Lovejoy, T.E. 1980. Discontinuous wilderness: minimum areas for conservation. *Parks* 5(2): 13-15.
- Mandujano, S.M. 1995. Establecimiento por semilla y propagación vegetativa de *Opuntia rastrera* en dos ambientes contrastantes en la reserva de la biósfera de Mapimi, Durango. Tesis de Doctorado. Unidad de los Ciclos Profesional y de Posgrados del CCH, Centro de Ecología. UNAM. México.
- Martínez-Vázquez, O. y Rubluo, A. 1989. *In-vitro* mass propagation of the near-extinct *Mammillaria san-angelensis* Sánchez-Mejorada. *Journal of Horticultural Science* 64(1):99-105.
- Martorell, C. 1995. Consecuencias Ecológicas y Alternativas del Uso de la Leña en la Comunidad de los Reyes Metzontla, Puebla. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F.
- Moore, N.W. 1962. The heaths of Dorset and their conservation. *Journal of Ecology*, 50: 369-91.
- Morales, E., Reyes, J. y López, L. 1999. Contribución al conocimiento de *Echeveria laui*, Morán y Meyrán (Crassulaceae), especie en peligro de extinción. En: Resúmenes del II Congreso Mexicano y I Congreso Latinoamericano y del Caribe, Cactáceas y otras Plantas Suculentas. Sociedad Mexicana de Cactología, Oaxaca, Oax: pp. 100
- Morán, R. y J., Meyrán. 1976. " *Echeveria laui*, una nueva especie de Oaxaca". *Cactáceas y Suculentas Mexicanas* 21 (3):59-62.
- Nunney, L. y K. A. Campbell. 1992. Assessing minimum viable population size: demography meets population genetics. *Ecology y Evolution*, 8: 234-239.
- Olsson, K. y Rapp, A. 1991. Dryland degradation in central Sudan and conservation for survival. *Ambio*, 20(5): 192-195.

- Ostfeld, R.S., Pickett, S.T.A., Shachak, M. y Likens, G.E. 1997. Defining the Scientific Issues. En: Pickett, S.T.A., Ostfeld, R.S., Shachak, M. y Likens, G.E. editores. **The Ecological Basis of Conservation: Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity**. Chapman y Hall. E.U.A. pp. 3-10.
- Parsons, R. 1968. Ecological aspects of the growth and mineral nutrition of three mallee species of *Eucalyptus*. *Oecologia Plantarum* 3:121-136.
- Pavlik, B.M.1990. Reintroduction of *Amsinckia grandiflora* to Stewartville. Report prepared from Endangered Plant Program. California Department of Fish and Game. E.U.A.
- Peggy L., Fielder, L. y Subodh. 1992. **Conservation Biology. The theory and practice of nature conservation preservation and management**. Chapman y May, Nueva York, E.U.A.
- Polis, G.A. 1991. Desert communities: An overview of patterns and process. En: Polis, G.A. editor. **The Ecology of Desert Communities**. The University of Arizona Press, Tucson.
- Primack, R.B. 1993. **Essentials of Conservation Biology**. Sinauer Associates Inc. Massachusetts. E.U.A.
- Rabinowitz, D. 1981. **The Biological Aspects of Rare Plant Conservation**. John Wiley y Sons Ltd. E.U.A.
- Ramírez, C. 2003. Estudio comparativo de la germinación de las tres especies de *Neobuxbaumia* (Cactaceae) que difieren en su nivel de rareza. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F.
- Ramírez, M.R. 1999. Los recursos forestales no maderables de México: una revisión. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F.
- Ramírez, S.L. 2001. Influencia del periodo de almacenamiento sobre la germinación de *Quercus acutifolia* y desarrollo inicial de plántulas. Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. México.

- Ratsirarson, J., J. A. Silander y A. F. Richard. 1995. Conservation and Management of Threatened Madagascar Palm Species, *Neodrypis decaryi*, Jumelle. *Conservation Biology* 10: 40-52
- Rodríguez de la Vega, H.R. 2003. Estructura poblacional y distribución espacial de *Senecio praecox* en el Ajusco Medio, D.F. Implicaciones para su reintroducción en sitios perturbados. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F.
- Rojas-Aréchiga, M., Vázquez-Yanes, C. y Orozco-Segovia, A. 1998. Seed response to temperature of Mexican cacti species from two life forms: an ecophysiological interpretation. *Plant Ecology*, 135:207-214
- Ruedas, M., Valverde, T. y Castillo, S. 2000. Respuesta germinativa y crecimiento de plántulas de *Mammillaria magnimamma* (Cactaceae) bajo diferentes condiciones ambientales. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 50(66):25-35
- Rzedowski, J. 1978. **Vegetación de México**. Limusa. México, D.F.
- Sánchez, E.M., Galindo, G. y Hernández, J. 1995. Propagación de cactáceas del estado de Querétaro, México: Estrategia para su conservación. En: Linares, E., Dávila, P., Chiang, F., Bye, R., Elias, T., editores. **Conservación de Plantas en Peligro de Extinción: Diferentes Enfoques**. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. pp: 107-116.
- Salmerón, E.R. 1984. Germinación de semillas acumuladas en el suelo de una selva húmeda tropical "Los Tuxtlas", Veracruz; México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F.
- Sarrazin, F. y Barbault, R. 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends Ecology and Evolution* 11: 474-478.
- Schemske, D., Husband, B., Ruckelhaus, M., Goodwillie, C., Parker, I. y Bishop, J. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology*, 3: 584-606.

- SEMARNAT. 2001. NOM 059 ECOL. 2001. Diario Oficial de la Federación, segunda sección. México.
- Shaffer, M. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience*, 31: 134-4.
- Shaffer, M. 1993. Minimum Viable Populations: coping with uncertainty. En: Soulé, M.E., editor. **Viable Population for Conservation**. Cambridge University Press, pp. 69-86.
- Smith, C.E. 1965. Flora Tehuacan Valley. *Fieldiana, Botany* 31:101-143.
- Smith, H. 1982. Light quality, photoperception and plant strategy. *Semestral Review of Plant Physiology* 33: 481-518.
- Smith, M.T. y Berjak, P. 1995. Deteriorative changes associated with the loss of viability of stored desiccation-tolerant and desiccation-sensitive seeds. En: Kigel y Galili editores. **Seed Development and Germination**. Hong Kong, pp. 701-715.
- Soulé, M.E. 1993. Introduction. En: Soulé, M.E., editor. **Viable Populations for Conservation**. Cambridge University Press, pp. 1-10
- Suárez, V. 1967. Conocimiento y cultivo de las cactáceas y demás suculentas. Manual de divulgación. Sociedad Mexicana de Cactología, A. C. México, D.F.
- Templeton, A. R. 1986. Coadaptation and outbreeding depression. En: Soulé, M.E., editor. **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, E.U.A. pp 105-166.
- Terborgh, J. 1975. Faunal equilibria and the desing of wildlife preserves. En: Golley, F. y Medina, E., editors. **Trends in terrestrial and aquatic research**. Springer, New York, pp 369-80.
- Toledo, V.M. 1988. La diversidad Biológica de México. *Ciencia y Desarrollo* XIV(21): 17-30.
- Toledo, V.M., Carabias, J., Toledo, C. y González-Pacheco, C. 1989. **La producción rural de México: alternativas ecológicas**. Fundación Universo XXI. México, D.F.

- Toledo, V.M. y Ordóñez, M.J. 1998. El panorama de la biodiversidad de México: una revisión de los hábitats terrestres. En: Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A., Fa, J., compiladores. **Diversidad biológica de México: orígenes y distribución**. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F., pp. 751-754.
- Toledo, T.M. 1998. Reintroducción de la bromelia epífita *Tillandsia eizii* Lyman B. Smith, en la "Reserva Ecológica Huitepec, Los Altos de Chiapas, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F.
- Valverde, T. 1988. Germinación de algunas especies pioneras de dunas costeras del Golfo de México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F.
- Valverde, T., Pisanty, I., Rincón, E. 1997. Growth response of six tropical dune plant species to different nutrient regimes. *Journal of Coastal Research* 13(2):497-505.
- Vázquez-Yanes, C. y Orozco-Segovia, A. 1984. Ecophysiology of seed germination in the tropical humid forest of the world: a review, en Medina, E., editor. **Physiological ecology of plants of the wet tropics**. Proceedings of an International Symposium hold in Oaxtepec and Los Tuxtlas, México.
- Walther, E. 1972. *Echeveria*. California Academy of Sciences, San Francisco, U.S.A.
- Weller, S., Sakai, A. Wagner, W. y Herbst, D. 1990. Evolution of dioecy in *Schiedea* (Caryophyllaceae: Alsinoideae) in the Hawaiian Islands: Biogeographical and ecological factors. *Systematic Botany* 15: 266-76.
- Wilcox, B.A. 1980. Insular ecology and conservation. En: Soulé, M. E. y Wilcox, B.A., editors. **Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective**. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, E.U.A. pp. 95-117.
- Williams, G.C. 1975. **Sex and evolution**. Princeton, New Jersey, NJ.
- Wilson, M.F. 1979. Sexual selection in plants. *American Naturalist* 113: 777-790.

- Wisura, W. 1995. Propagación de Especies en Zonas Templadas. En: Linares, E., Dávila, P., Chiang, F., Bye, R., Elias, T., editores. **Conservación de Plantas en Peligro de Extinción: Diferentes Enfoques**. Universidad Nacional Autónoma de México: México, D.F., pp. 101-106.
- Zavala, H. J.A. 1982. Estudios ecológicos en el Valle Semiárido de Zapotitlán, Puebla, I. Clasificación numérica de la vegetación basada en atributos binarios de presencia o ausencia de las especies. *Biótica* 7(1): 99-119.